

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**A enguia-europeia no Rio Mondego: estrutura populacional,  
taxa de prateação e fuga de reprodutores**

**Mestrado em Ecologia Marinha**

Rui Miguel Candeias Monteiro

Dissertação orientada por:

Prof. Doutor Bernardo Silva Ruivo Quintella

Prof. Doutora Isabel Maria Madaleno Domingos

2015



## Agradecimentos

Um muito obrigado a todos os que tornaram este trabalho possível:

Ao professor Doutor Bernardo Quintella pela oportunidade que me deu de trabalhar com ele mesmo antes de iniciar esta jornada que foi o Mestrado e por todo o apoio e ensinamentos que me transmitiu durante esse tempo e durante este trabalho.

À professora Doutora Isabel Domingos pela oportunidade que me deu de poder desenvolver este trabalho sob sua orientação transmitindo-me muita da informação que sei sobre a espécie e pelo apoio dado ao longo do trabalho.

A toda a equipa que auxiliou nas várias fases do trabalho de campo, e não só, Carlos, Catarina, Pedro, Nuno, Tadeu, Gabriela, Filipa, Esmeralda, Ana (não esquecendo o Filipe e a Filipa Ferreira) não só pelo que me ensinaram (que foi muito!) mas principalmente pelos grandes momentos e pela boa disposição que existe sempre mesmo quando o trabalho não ajuda. Muito obrigado!

Ao professor Doutor José Lino Costa pela ajuda que me deu no processamento laboratorial dos indivíduos e por todos os ensinamentos que me transmitiu sobre a enguia-europeia e não só.

À equipa do Laboratório de Zoologia do MARE-FCUL por terem proporcionado todas as condições necessárias para o trabalho, em especial a Gilda, a Maria João e a Fátima, e por toda a ajuda e boa disposição que demonstraram durante a minha longa estadia, tornando-a mais agradável.

Ao professor Leonel Gordo pelo auxílio dado no tratamento dos dados referentes ao crescimento das enguias.

À Doutora Célia Teixeira que, já numa fase tardia do trabalho, foi incansável na ajuda que deu para executar os modelos estatísticos.

Ao projeto “Reabilitação dos habitats de peixes diádromos na Bacia Hidrográfica do Mondego”, com referência PROMAR 31-03-02-FEP-5, projeto financiado pelo Ministério da Agricultura e do Mar e cofinanciado pelo Fundo Europeu das Pescas, através do PROMAR – Programa Operacional de Pescas 2007-2013, que permitiu a componente prática do trabalho aqui apresentado.

A toda a minha família, especialmente ao meu pai, mãe e irmã que sempre me apoiaram, em especial este último ano, e que sem eles com certeza não faria este trabalho. Um agradecimento especial para a minha irmã que sempre me “aturou” em demasia, às vezes parece minha mãe. Ao Sr. Júnior.

Aos meus irmãos de infância, João, Niva, André, Gustavo, Tiago, Nédio, Chico, Luís. Que histórias rapazes!

Aos muitos que fiz na faculdade, onde se destaca obviamente o grande pessoal da HortaFCUL com os quais muito aprendi e me desenvolvi. Não podia ter arranjado um grupo melhor.

À minha namorada Carolina que não sei como me aturou durante todos estes anos. Pelo que crescemos juntos e porque me sinto bem quando estou com ela. Obrigado ceguinha.

Muito obrigado a todos.

## Resumo

Face ao acentuado declínio do manancial de enguia-europeia, *Anguilla anguilla*, que se tem verificado durante as últimas décadas, e em todo o seu limite de distribuição, tornou-se óbvia a urgência em tomar medidas para reverter esta situação. Neste sentido, aconselhada pelo ICES (*International Council for the Exploitation of the Sea*), a Comissão Europeia aprovou, no dia 18 de setembro de 2007, o Regulamento (CE) nº 1100/2007 que obrigou à criação de Planos de Gestão de Enguia (PGE) por parte de todos os Estados Membros cujas bacias hidrográficas constituam habitat para a espécie, no sentido de permitir a fuga para o mar de pelo menos 40% dos reprodutores relativamente à melhor estimativa disponível para uma condição pristina. A fragmentação dos cursos de água é apontada como uma das principais causas para o declínio da espécie uma vez que coloca problemas tanto na sua fase de crescimento como na época da migração reprodutora. Assim, o presente trabalho apresenta como principais objetivos: 1) caracterizar a população de enguia-europeia da Bacia Hidrográfica do Rio Mondego tendo em conta a estrutura dimensional, sexual e etária; 2) determinar a taxa de prateação e 3) determinar a taxa de fuga de reprodutores. A Bacia Hidrográfica do Rio Mondego foi escolhida como local de estudo não só por se apresentar como um local de grande importância para a espécie mas por ser um rio muito intervencionado onde, desde 2011, entrou em funcionamento, no Açude-Ponte em Coimbra, um novo dispositivo de transposição piscícola que permite a livre circulação das espécies de peixes diádromas, podendo também ser utilizado pela enguia. A estrutura dimensional da espécie foi obtida através da realização de pesca elétrica feita ao longo de 5 anos de amostragem (2011-2015) num troço de rio entre Penacova, a montante, onde se incluem os afluentes Ceira e Alva, e o Açude da Formoselha, a jusante. Perante os resultados obtidos verifica-se que, na Bacia Hidrográfica do Rio Mondego, a enguia-europeia apresenta a distribuição típica da espécie ao longo do eixo longitudinal do rio, *i.e.*, a abundância de indivíduos diminui ao longo deste eixo sendo acompanhada pelo aumento do tamanho dos mesmos. A análise entre os anos estudados revelou que as diferenças entre estes se devem exclusivamente ao ano de 2011, em que não só se verificou um menor número de capturas totais como a inexistência de recrutas, podendo a principal causa ter sido uma falha no recrutamento desse ano. A avaliação da estrutura sexual e etária da população foi feita com base numa subamostra recolhida no ano de 2014 e revelou que a população é dominada por machos, atingindo estas idades até aos 4 anos sendo que as fêmeas atingem os 7 anos de idade, o que se reflete no tamanho máximo atingido por ambos atingindo as fêmeas um maior comprimento total. A taxa de prateação obtida foi de 3,6%. Contudo face ao também observado no presente estudo, parece existir um tamanho mínimo (300 mm) a partir do qual os indivíduos podem iniciar a transformação em enguia prateada e, assim sendo, a taxa obtida tendo apenas em conta estes indivíduos rondou os 24,6%. A fuga de reprodutores da bacia do Mondego foi estimada em 30,4%. Para obter esta estimativa, recorreu-se a técnicas de telemetria acústica com a marcação de 23 enguias prateadas e colocando recetores acústicos em 4 pontos no curso do rio e 4 na zona do estuário. Este delineamento experimental permitiu não só estimar a taxa de fuga de reprodutores como obter alguma informação relacionada com o comportamento migratório da espécie em troços do rio com características distintas. Com os resultados obtidos foi possível identificar as variáveis que condicionam o movimento migratório, ao nível do despoletar do movimento e influência no comportamento migratório para jusante. A migração parece ser faseada, sendo mais lenta no início verificando-se um aumento de velocidade à medida que os indivíduos se deslocam para jusante. Foi ainda possível confirmar que a atividade migratória ocorre sobretudo no período noturno. A abordagem delta

utilizada gerou 2 GLM que permitiram identificar as variáveis que influenciam a migração. O primeiro modelo identificou a condutividade, fase da lua, período do dia e turbidez como as variáveis que despoletam a migração. O segundo modelo permitiu identificar o caudal, a temperatura da água, a fase da lua e a condutividade como as variáveis mais favoráveis a esta migração. O trabalho realizado tentou ser o mais abrangente possível na medida em que se debruçou sobre diferentes fases do ciclo de vida da espécie. O cumprimento dos objetivos do presente trabalho leva necessariamente a um aumento do conhecimento sobre a enguia-europeia que se debate com graves problemas à sua conservação. Paralelamente, a informação obtida com este trabalho para a Bacia do Mondego (informação que não está disponível para nenhuma bacia hidrográfica de Portugal), reveste-se de particular importância porque permite, dar resposta a parte das obrigações de Portugal relacionadas com a implementação do PGE.

Palavras-chave: *Anguilla anguilla*; idade e crescimento; migração reprodutora; enguia prateada; telemetria acústica

## Abstract

Given the severe decline in the stock of the European eel, *Anguilla anguilla*, observed in the last decades throughout the range of the species, it became clear the urgency in taking measurements to fight it. Counselling by ICES, the European Commission approved, in 18<sup>th</sup> September, the Regulation (EC) n° 1100/2007 that obligates each Member State to create Eel Management Plans (EMP) that would allow the escapement of at least 40% of the best estimation in a pristine situation. The fragmentation of the river courses is identified as a major cause for this decline because it affects the species both in his growth stage as at the time of the spawning migration. Thus, the main objectives were: 1) characterize de population of European eel in Mondego river basin, taking into account the dimensional, sexual and age structure of the population; 2) estimate de silvering rate and 3) estimate de escapement rate of silver eels. Mondego river basin was chosen as the study site not only because of its importance to the species but mainly because it is severely impacted. Some habitat rehabilitation measures are being implemented in River Mondego and, since 2011, in Açude-Ponte Dam, a new fish passage allows the free circulation of diadromous fishes, including the European eel. Dimensional structure of the population was obtained by electrofishing surveys along a 5 years period time (2011-2015) in the same river stretch (between Penacova and Formoselha weir), including two main tributaries Ceira and Alva. The results show that, in Mondego river basin, European eel exhibit the typical distribution of the specie along the longitudinal axis of the river, *i.e.*, the abundance of individuals diminishes along this axis being accompanied by an increase of individuals' body size. The analysis between years showed that the differences between them are exclusively because of the 2011 year, in which not only the number of total captures were low but the recruits class appears missing, possibly because of a recruitment failure in that year. The sexual and age structure of the population was assessed using a subsample collected in 2014 and reveals that the population is clearly dominated by males that reaches up to 4 years of age, whereas the females reaches at least 7 years of age, which is reflected in the maximum length that both reach, with females reaching bigger lengths than males. The silvering rate was obtained by surveying the same river stretch during the Autumn period in which it is able to distinguish morphologically the silver eel. The silvering rate is then the ratio between these individuals and the non-migrating ones, being calculated in 3,6%. However, also corroborated by the present study, 300 mm seems to be a minimum size from which the individuals can start their transformation in silver eels, and thus the same ratio taking into count only those individuals is increased to 24,6%. The silver eel escapement in the Mondego river basin was estimated to be 30,4%. The estimates were calculated using acoustic telemetry technics, by tagging 23 silver eels and installing an array of 4 receiving listening stations along the river course and 4 in the estuarine zone. This experimental design allowed not only the estimation of silver eel escapement but also to study the migration behavior in different river stretches and to identify which abiotic variables triggers and favor the migration and the ground speed of the individuals during the downstream movement along different river stretches. The migration is not continuous, being slower in the beginning and raising speed as the individual's moves downstream, as showed by the differences between the ground speed of individual movement along two river stretches (Penacova-Coimbra e Coimbra-F.Foz). It was also possible to confirm the mainly nocturnal activity of the downstream migration of the eel. Main variables triggering migration are conductivity, the moon phase, the day period and turbidity. Stream flow, water temperature, moon phase and conductivity are the variables that seem to favor the migratory movements. The present thesis tried to be as much extensive as possible by addressing

different stages of the specie's life cycle. The fulfillment of the objectives of this paper necessarily leads to improved knowledge of the species and, some of the data collected can be considered pioneer information for Portuguese river basins, with direct contributions to the requirements of Portuguese EMP.

Keywords: *Anguilla anguilla*; age and growth; silver eels; spawning migration; acoustic telemetry

## Índice

Agradecimentos .....	i
Resumo.....	ii
Abstract .....	iv
<b>1. Introdução.....</b>	<b>1</b>
<b>2. Caracterização populacional.....</b>	<b>5</b>
2.1. Introdução.....	6
2.2. Materiais e Métodos .....	7
2.2.1. Área de estudo .....	7
2.2.2. Trabalho de campo .....	7
2.2.3. Trabalho laboratorial .....	9
2.2.4. Análise de dados e procedimentos estatísticos .....	10
2.3. Resultados.....	12
Estrutura dimensional .....	12
Proporção dos sexos .....	17
Estrutura etária da população .....	17
Crescimento.....	21
Condição corporal dos indivíduos.....	23
2.4. Discussão.....	25
<b>3. Fuga de reprodutores.....</b>	<b>29</b>
3.1. Introdução.....	30
3.2. Materiais e Métodos .....	32
3.2.1. Área de estudo .....	32
3.2.2. Taxa de prateação.....	32
3.2.3. Fuga de reprodutores .....	33
3.2.4. Análise de dados e procedimentos estatísticos .....	40
3.3. Resultados.....	42
Taxa de prateação .....	42
Estrutura dimensional das enguias prateadas.....	42
Fuga de reprodutores.....	44
Comportamento migratório .....	45
3.4. Discussão.....	48
<b>4. Considerações Finais .....</b>	<b>52</b>



<b>5. Referências Bibliográficas.....</b>	<b>56</b>
<b>6. Anexos.....</b>	<b>vi</b>

# 1. Introdução

## Introdução

Detentora de um dos mais peculiares ciclos de vida do reino animal, a enguia europeia, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) é uma espécie catádroma com um ciclo de vida que se divide em duas fases distintas, uma fase continental e uma fase oceânica (Fig. 1). Esta espécie reproduz-se no mar dos Sargaços (Schimdt, 1922), onde após eclosão dos ovos, as larvas, leptocéfalos, iniciam uma deriva oceânica (McCleave, 1998), durante a qual são transportadas pela corrente do Atlântico Norte, em direção às bacias hidrográficas europeias e do norte de África (Chadwick *et al.*, 2007; Munk *et al.*, 2010). Ao atingirem as plataformas continentais, os leptocéfalos iniciam um processo de metamorfose que as transforma em enguia de vidro (vulgarmente designado meixão ou angula). É na fase enguia de vidro que possuem as características morfológicas que lhes permitem colonizar todos diferentes tipos de sistemas aquáticos como sejam sistemas costeiros, estuarinos e dulçaquícolas (Moriarty e Dekker, 1997; Tesch *et al.*, 2003; Daverat *et al.*, 2006). À medida que se desenvolvem nestes sistemas, começam a adquirir características fisiológicas que lhes permitem progredir para águas mais interiores (Chadwick *et al.*, 2007) e a pigmentação característica dos indivíduos na fase continental, ou seja, uma tonalidade amarelo/esverdeada, tonalidade que dá o nome aos indivíduos nesta fase, enguia amarela. A fase de enguia amarela representa a maior fase de crescimento dos indivíduos, podendo variar entre 4 e 20 anos segundo (Tesch *et al.*, 2003), contudo é bastante variável ao longo do seu limite de distribuição e depende do sistema onde os indivíduos se estão a desenvolver (Lopes, 2013). Ao fim deste tempo de alimentação e crescimento em águas continentais, as enguias amarelas passam novamente por uma série de transformações fisiológicas e morfológicas - prateação - sendo designadas enguias prateadas (Tesch *et al.*, 2003; Durif *et al.*, 2005). Este processo de prateação prepara os reprodutores para mais uma migração, desta feita, de retorno ao mar dos Sargaços, onde se julga ser o local de desova (Tesch *et al.*, 2003; Acou *et al.*, 2009; Aarestrup *et al.*, 2009) e onde acabam por morrer logo a seguir (Schimdt, 1922; Tesch *et al.*, 2003).

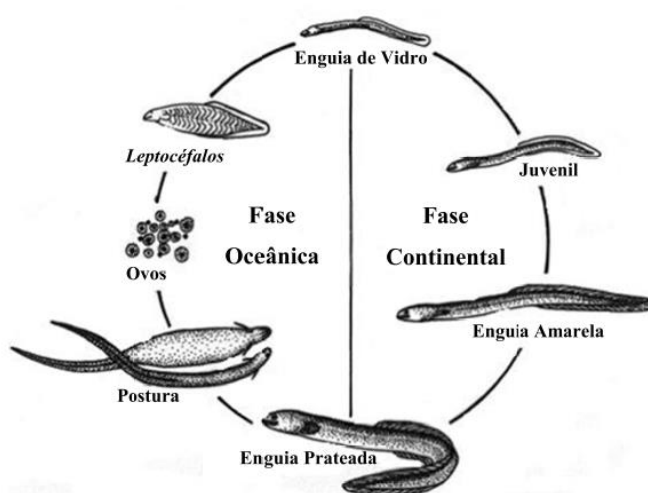


Figura 1. Ciclo de vida da enguia-europeia (*Anguilla anguilla*) (Fonte: Lopes, 2013)

Ao longo das últimas décadas têm sido vários os impactos sobre a enguia-europeia, como demonstram os colossais decréscimos no recrutamento, na ordem dos 90% em relação a 1980 (Dekker, 2003), em toda a área de distribuição (ICES, 2010). Ainda que seja um tema bastante debatido, não se sabe ao certo as causas deste decréscimo, atribuindo-se a causas naturais mas sobretudo a causas

antropogénicas. Tendo em conta o ciclo de vida da espécie e os 5000 – 6000 km que tem que percorrer nas migrações entre o mar dos Sargãos e as bacias hidrográficas europeias, as alterações climáticas que influenciam as correntes oceânicas podem contribuir determinantemente para esta situação, afetando principalmente a sobrevivência das larvas durante a migração (Feunteun, 2002; Knights, 2003). Contudo, as principais causas deste decréscimo parecem ser antropogénicas. A construção de barreiras, como sejam barragens e açudes, ao longo dos cursos dos rios colocam vários problemas à conservação da espécie. Primeiramente interrompem o contínuo longitudinal do rio, criando problemas à livre dispersão e colonização dos indivíduos em fase de enguia-amarela mas causando problemas sobretudo aquando da migração reprodutora (Behrmann-Godel e Eckmann, 2003; Jansen *et al.*, 2007; Winter *et al.*, 2007; Aarestrup *et al.*, 2010). A construção destas barreiras, muitas vezes intransponíveis para a espécie, leva a uma redução do habitat disponível para o crescimento dos indivíduos alterando também o tipo de habitat a jusante (Moriarty e Dekker, 1997; Feunteun, 2002). Quando intransponíveis, estas barreiras desequilibram a proporção dos sexos das populações, uma vez que o aumento da densidade tende a favorecer o desenvolvimento de machos, diminuindo assim a porção desovante da população (Costa *et al.*, 1993; Costa *et al.*, 2008). O aumento da densidade pode levar ainda a taxas de incidência de canibalismo mais elevadas (Domingos *et al.*, 2006).

Devido à sua ampla área de distribuição e à grande importância económica e gastronómica, a espécie é alvo de sobre-exploração em várias fases do seu ciclo de vida (Domingos, 2003; Tesch *et al.*, 2003; Winter *et al.*, 2006; van der Meer *et al.*, 2011; ICES, 2012, 2013). A elevada procura de meixão, quer seja para ações de repovoamento, produção em aquicultura ou para consumo humano, levou a que a espécie fosse incluída, em 2008, no Anexo II da CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*), onde se incluem as espécies que não estão necessariamente em perigo de extinção mas cujo comércio deve ser controlado de maneira a não interferir com a sustentabilidade da espécie. A procura desta espécie não se resume apenas à sua fase de meixão, sendo também muito procurada na fase de enguia amarela, sobretudo nos países do Atlântico e Mediterrâneo, e na fase de enguia prateada, especialmente nos países do Mar Báltico (Domingos, 2003).

A contaminação cada vez mais acentuada das massas de água, principalmente das bacias hidrográficas, o crescente aparecimento de doenças e parasitas, com particular atenção para o nemátode parasita *Anguillicola crassus* (Kuwahara, 1974), são também causas apontadas para este declínio (Robinet e Feunteun, 2002; Vettier *et al.*, 2003; van Ginneken *et al.*, 2004; Maes *et al.*, 2005; Durif *et al.*, 2006; Palstra *et al.*, 2007; Gravato *et al.*, 2010).

O acentuado declínio que se verifica na espécie levou, em 2008, a que o estado de conservação da espécie, a nível global, fosse classificado, na Lista Vermelha da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), como “Críticamente em Perigo” (Jacoby e Gollock, 2014). Em Portugal a espécie tem o estatuto de conservação “Em Perigo”, de acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados (Cabral *et al.*, 2005).

O ICES, devido à crescente preocupação com o declínio verificado, alertou a Comissão Europeia para a urgência em tomar medidas que contrariem este declínio. Neste sentido foi aprovado pela Comissão Europeia, o Regulamento (CE) Nº 1100/2007 de 18 de setembro de 2007, que estabelece medidas para a recuperação dos efetivos populacionais de enguia-europeia, obrigando cada Estado Membro, incluindo Portugal, a desenvolver um Plano de Gestão da Enguia (PGE), por bacia hidrográfica ou o conjunto das mesmas, com o intuito de reduzir a mortalidade da espécie associada a causas antropogénicas e permitir a fuga de pelo menos 40% da população de enguias prateadas, que escapariam numa condição pristina da bacia hidrográfica.

A última recomendação do ICES, referente ao ano transato (ICES, 2014), refere que as causas de mortalidade ligadas a causas antropogénicas devem ser reduzidas a níveis próximos de zero, até que se verifique um aumento contínuo tanto do recrutamento como do *stock*. Contudo, nos últimos anos parece haver um aumento entre 5% e 10% de juvenis que se juntam à população adulta (ICES, 2012).

Em Portugal continental, a enguia-europeia coloniza todas as bacias hidrográficas do continente, desde a bacia do rio Guadiana até à do rio Minho (Cabral *et al.*, 2005). A bacia do rio Mondego apresenta-se como uma das mais importantes para a espécie a nível nacional (Domingos, 2003; Domingos *et al.*, 2006).

A Bacia Hidrográfica do Rio Mondego, situada na Região Hidrográfica 4 (RH4), cobre uma área de 6644 km<sup>2</sup> e localiza-se entre 39° 46'N, 7° 14'W e 40° 8'N, 8° 52'W, apresentando uma orientação dominante NE-SW (Domingos *et al.*, 2006). O Rio Mondego nasce na Serra da Estrela e desagua no Oceano Atlântico, na Figueira da Foz, percorrendo uma extensão de 234 km, fazendo com que seja o maior rio exclusivamente em território português (Loureiro *et al.*, 1986). O Rio Mondego pode ser dividido em 3 regiões: a região do Alto Mondego caracterizada pelo troço do rio que serpenteia por entre a Serra da Estrela; o Médio Mondego, que se situa entre o sopé da Serra da Estrela e a cidade de Coimbra; e o Baixo Mondego, entre Coimbra e a Figueira da Foz. Os cinco principais afluentes são o rio Dão na margem direita e os rios Alva, Ceira, Arunca e Pranto na margem esquerda.

A bacia do Rio Mondego, como a maioria das bacias do território português, é fortemente impactada pela construção de barragens e açudes (Domingos *et al.*, 2006), tornando-o um rio bastante regularizado, sobretudo a montante do Açude-Ponte em Coimbra. A regularização deste rio deveu-se essencialmente à proteção contra cheias e à produção de energia elétrica. Destas infraestruturas merecem destaque a barragem de Fronhas, situada no rio Alva e as barragens da Raiva e da Aguireira, ambas situadas no rio Mondego, bem como o Açude-Ponte em Coimbra, também ele situado no Rio Mondego. Até à construção da nova passagem para peixes (PPP), em 2011, o Açude-Ponte Coimbra apresentava-se como o limite ao livre acesso de habitat disponível para as espécies diádromas no troço médio do rio (Almeida e Quintella, 2000; Almeida *et al.*, 2002; Quintella *et al.*, 2004), limitando a área disponível aos últimos 45 km de rio (Almeida e Quintella, 2000; Domingos *et al.*, 2006). Contudo, tendo em conta a capacidade que têm de vencer grandes inclinações as enguias conseguiam, mesmo antes da construção da nova PPP, colonizar habitats a montante do Açude-Ponte até uma extensão de aproximadamente 70 km onde encontram o primeiro obstáculo intransponível, a Barragem da Raiva (Domingos *et al.*, 2006).

A presente dissertação foi desenvolvida no âmbito do projeto intitulado “Reabilitação dos habitats de peixes diádromos na Bacia Hidrográfica do Rio Mondego”, tendo como objetivos principais:

1. Avaliar a estrutura dimensional, sexual e etária da população de enguia-europeia, no Rio Mondego;
2. Determinar a taxa de prateação;
3. Determinar a taxa de fuga dos reprodutores.

O cumprimento dos objetivos definidos levará necessariamente a um aumento do conhecimento sobre a espécie, e em particular, sobre a população de enguia-europeia na Bacia Hidrográfica do Rio Mondego. Uma parte da informação recolhida com o trabalho desenvolvido no Rio Mondego não estava disponível para nenhuma bacia hidrográfica nacional, apesar de serem dados considerados muito relevantes tendo em conta as obrigações do Estado Português no que respeita à implementação do PGE.

## **2. Caracterização populacional**

## 2.1. Introdução

A enguia-europeia, *A. anguilla*, é uma espécie de peixe catádroma semélpara que divide o seu ciclo de vida entre o meio marinho e os meios salobros e dulçaquícolas (Moriarty e Dekker, 1997; Tesch *et al.*, 2003; Daverat *et al.*, 2006). A colonização das bacias hidrográficas inicia-se em setembro e prolonga-se até maio (Brujls e Durif 2009), sendo que o início da migração para montante nos cursos de água é essencialmente despoletada por um aumento de temperatura da água (Domingos *et al.*, 2006).

A distribuição típica da espécie, no que à abundância e tamanho dos indivíduos diz respeito, varia de acordo com o gradiente longitudinal do rio, verificando-se uma diminuição da abundância, associada a um aumento do tamanho dos indivíduos com o aumento da distância à foz do rio (p.e.: Naismith e Knights, 1993; Tzeng *et al.*, 1995; Durif *et al.*, 2005; Lasne *et al.*, 2008)). Também no rio Mondego se verifica este padrão de dispersão (Domingos *et al.*, 2006).

A presença de obstáculos intransponíveis ou de difícil transposição ao longo do curso de um rio, como sejam barragens ou açudes, pode alterar o padrão típico de distribuição longitudinal da enguia limitando o livre acesso a habitats mais propícios ao seu crescimento (Moriarty e Dekker, 1997; Feunteun, 2002). Na enguia-europeia são conhecidos fenómenos populacionais dependentes da densidade. A diminuição de habitat associada ao impedimento da passagem para montante dum obstáculo pode desequilibrar o “*sex ratio*” (Costa *et al.*, 1993; Costa *et al.*, 2008; Acou *et al.*, 2009), favorecendo a produção de machos e diminuindo a biomassa desovante (Domingos *et al.* 2006).

À imagem das restantes bacias hidrográficas europeias, também a Bacia do Rio Mondego se encontra altamente modificada e regularizada (Domingos *et al.*, 2006). A construção da barragem da Raiva no curso principal do rio (~ 70km da foz), e da barragem de Fronhas (~ 10km da confluência com o rio Mondego) num dos principais afluentes o Rio Alva, limitou o habitat disponível para a espécie a cerca de 30% da área teoricamente disponível na Bacia Hidrográfica do Rio Mondego (Domingos *et al.*, 2006), sendo que a presença dos vários açudes de média dimensão no troço a montante do Açude-Ponte, embora não intransponíveis, podem ter um efeito sinérgico cumulativo e alterar a distribuição típica da espécie.

Conhecer a estrutura etária e sexual da população de enguia no Rio Mondego torna-se fundamental na medida em que, a diminuição de habitat associada à construção de obstáculos à livre circulação, pode criar desequilíbrios no “*sex ratio*”, favorecendo machos em detrimento de fêmeas. A densidade populacional parece ser um fator que despoleta a diferenciação sexual nas enguias (Vøllestad e Jonsson, 1988; Tzeng *et al.*, 1995; De Leo e Gatto, 1996; Lambert e Rochard, 2007), apesar da diferenciação das gónadas só ocorrer na fase de enguia-amarela (Colombo *et al.*, 1984; Geffroy *et al.* 2013), tornando a espécie mais vulnerável a este desequilíbrio por esta diferenciação se dar tardiamente. A dinâmica populacional é também afetada pelo facto de, comparativamente às fêmeas, os machos atingirem menores dimensões e idade (Domingos, 2003; Lopes, 2013).

Neste capítulo pretende-se dar resposta ao primeiro objetivo da dissertação, ou seja, fazer uma avaliação da estrutura dimensional da população de enguia-europeia na sua fase continental, tendo por base uma série temporal de 5 anos (2011-2015). Paralelamente, pretende-se identificar potenciais efeitos da construção da nova PPP no Açude-Ponte Coimbra nesta distribuição com uma avaliação da estrutura sexual e etária da população.

## 2.2. Materiais e Métodos

### 2.2.1. Área de estudo

A área de estudo referente a este capítulo limita-se ao troço do Médio Mondego, entre Penacova e Coimbra, onde se incluem dois dos seus afluentes, o Rio Ceira e o Rio Alva e ao troço do Baixo Mondego entre Coimbra e a Formoselha.

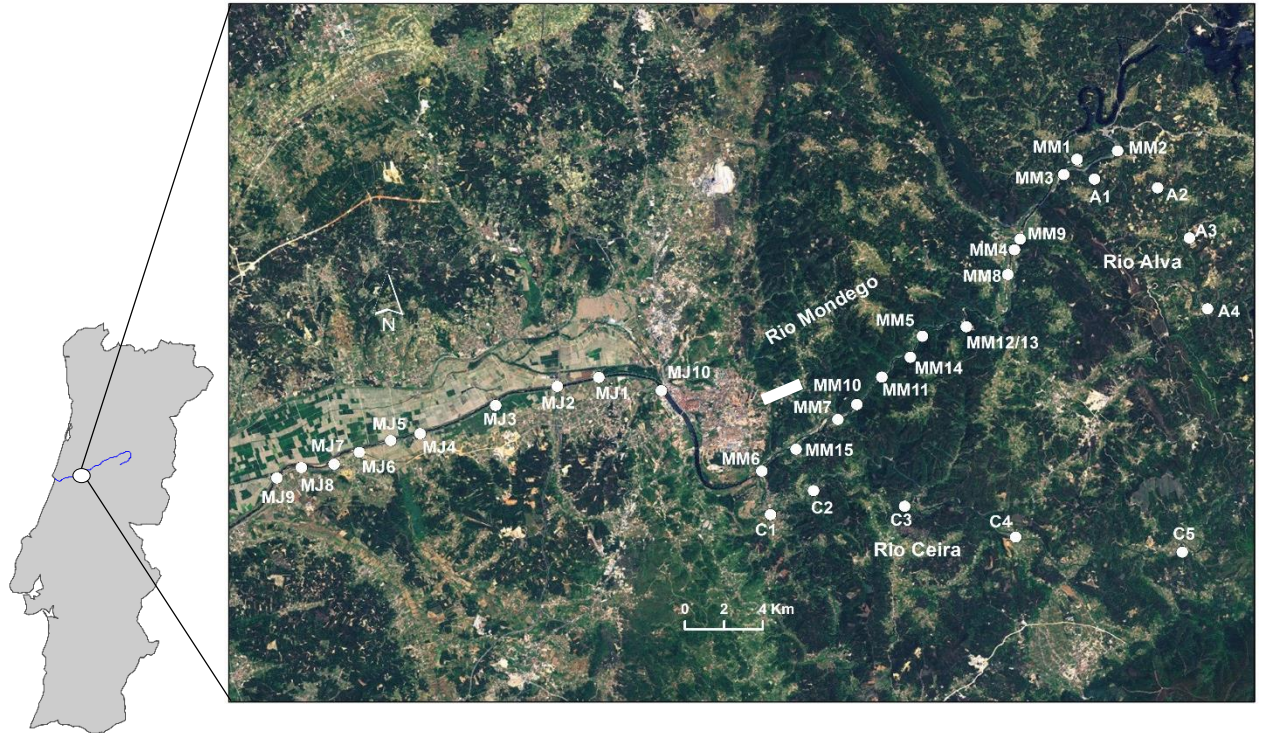


Figura 2.1. Localização da área de estudo com as 33 estações de amostragem realizadas. A barra branca representa a localização do Açude-Ponte de Coimbra.

### 2.2.2. Trabalho de campo

A amostragem de exemplares de enguia foi feita ao longo de cinco anos consecutivos (2011-2015), durante o período do verão (mês de agosto).

A captura das enguias foi feita com recurso a um aparelho de pesca elétrica (gerador de margem, Hans Grassl EL 62, DC, 600 V), dividindo-se a área de estudo em 33 estações de amostragem (Tab.2.1) situadas entre a mini-hídrica de Penacova e o Açude da Formoselha, incluindo os troços inferiores dos afluentes Ceira e Alva (Fig.2.1.). O tempo de pesca em cada estação de amostragem foi registado para possibilitar o cálculo do CPUE (captura por unidade de esforço expressa em indivíduos capturados por hora em cada estação de amostragem).



Tabela 2.1. Estações de amostragem realizadas com a identificação do curso de água, código atribuído e coordenadas geográficas

Curso de água	Código	Coordenadas (Datum Lisboa Hayford-Gauss)	
		X	Y
Rio Alva	A1	190776	369434
Rio Alva	A2	193260	369076
Rio Alva	A3	194510	367032
Rio Alva	A4	195221	364139
Rio Ceira	C1	178019	355758
Rio Ceira	C2	179717	356735
Rio Ceira	C3	183300	356089
Rio Ceira	C4	187664	354820
Rio Ceira	C5	194220	354194
Rio Mondego	MM1	190251	370190
Rio Mondego	MM2	191685	370591
Rio Mondego	MM3	189574	369624
Rio Mondego	MM4	187633	366554
Rio Mondego	MM5	184003	363029
Rio Mondego	MM6	177707	357293
Rio Mondego	MM7	180675	359639
Rio Mondego	MM8	187528	365546
Rio Mondego	MM9	188114	366900
Rio Mondego	MM10	181575	360041
Rio Mondego	MM11	182653	361336
Rio Mondego	MM12/13	185744	363951
Rio Mondego	MM14	183536	362177
Rio Mondego	MM15	179031	358434
Rio Mondego	MJ1	171155	361099
Rio Mondego	MJ2	169674	360811
Rio Mondego	MJ3	167222	360266
Rio Mondego	MJ4	164245	358910
Rio Mondego	MJ5	163050	358661
Rio Mondego	MJ6	161848	358367
Rio Mondego	MJ7	160857	357892
Rio Mondego	MJ8	159569	357749
Rio Mondego	MJ9	158821	357305
Rio Mondego	MJ10	173735	360838

Após serem capturados, os indivíduos foram anestesiados com uma solução de 2-fenoxietanol ( $0.3 \text{ ml l}^{-1}$ ) para proceder à medição do comprimento total ( $C_T$ ), com auxílio de um ictiómetro (precisão de 1 mm) e peso total ( $P_T$ ), recorrendo a uma balança de campo (precisão de 0.01 g).

Durante a amostragem de 2014 foi recolhida uma subamostra de 203 indivíduos. Esta subamostragem foi realizada de modo a que todas as classes dimensionais fossem representadas, tendo sido consideradas 3 classes:  $CT < 250 \text{ mm}$  (dimensão acima da qual a generalidade dos exemplares estão sexualmente diferenciados) (Tesch *et al.*, 2003);  $250 \text{ mm} < CT < 450 \text{ mm}$ ;  $CT > 450 \text{ mm}$  (dimensão acima da qual a globalidade dos exemplares pertence ao sexo feminino) (Durif *et al.*, 2005). Para além da subamostra de indivíduos escolhidos aleatoriamente, e estratificados pelas classes de comprimento

total, optou-se por estratificar também pelo troço de rio a montante versus jusante do Açude-Ponte de Coimbra. Assim, foram capturados 101 indivíduos a montante da PPP e 102 a jusante do obstáculo que constitui o Açude-Ponte de Coimbra. A Tabela 2.2. ilustra a maneira como a amostragem foi dividida.

Os exemplares foram colocados em sacos do tipo “zip-lock” devidamente identificados e separados consoante a classe dimensional, sendo em seguida congelados para posterior processamento laboratorial.

Tabela 2.2. Número de indivíduos, por classe de comprimento total (CT), amostrados durante as amostragens de Verão

Comprimento total (mm)	MM	MJ
<250	49	59
250< CT <450	43	41
>450	9	2
<b>Total</b>	<b>101</b>	<b>102</b>

MM - estações de amostragem situadas a montante do Açude-Ponte de Coimbra; MJ - estações de amostragem situadas a jusante do Açude-Ponte de Coimbra.

### 2.2.3. Trabalho laboratorial

A subamostra de indivíduos capturados durante a amostragem do ano 2014 foi processada em laboratório.

Os exemplares foram descongelados no dia prévio ao seu processamento, e novamente medidos ( $C_T$ , precisão de 1mm) e pesados ( $P_T$ , precisão 0.01 g). Em seguida, foi realizada uma incisão na linha média ventral, desde o poro urogenital até à mandíbula, expondo dessa forma a cavidade peritoneal e em particular as gónadas, que foram analisadas macroscopicamente (ou quando necessário recorrendo a uma lupa binocular, ampliação entre 0,8x e 3x) diferenciando entre machos, fêmeas (Anexo I) e indivíduos indiferenciados, segundo (Domingos, 2003). Por fim, depois de retiradas as vísceras os exemplares foram pesados novamente para se obter peso eviscerado.

A remoção dos otólitos *sagitta*, para posterior leitura de idades foi realizada com base no método descrito por Domingos (2003). A incisão feita inicialmente deixa exposta a região ventral do neurocrânio, permitindo que, após a remoção do parasfenóide, os proóticos esquerdo e direito fiquem visíveis. A perfuração dos ossos proóticos leva à exposição dos otólitos podendo então ser extraídos. Depois de limpos, os otólitos foram secos e guardados em tubos individuais devidamente identificados.

A leitura das idades foi feita adaptando o método descrito por Vøllestad (1985). Os otólitos foram imersos em álcool 70º (agente aclarador) durante um período mínimo de 5 minutos, sendo depois visualizados (mantendo a superfície côncava do otólito para cima) com o auxílio de uma lupa binocular com uma máquina fotográfica acoplada a uma das oculares, permitindo a obtenção de fotografias (Fig.2.3.) com a mesma ampliação usada na lupa. A lupa tem uma lâmpada incorporada, que reflete a luz contra uma superfície escura. Este método de preparação e observação de otólitos permite visualizar os padrões de deposição dos anéis, onde é possível distinguir a alternância entre bandas mais opacas (annuli) e bandas mais translúcidas. As bandas opacas tendem a ser mais estreitas e correspondem a períodos de menor crescimento ou mesmo paragem de crescimento, normalmente

associadas aos meses de Inverno que apresentam condições menos favoráveis para o seu desenvolvimento. Por sua vez, as bandas translúcidas apresentam-se mais largas correspondendo a períodos de crescimento mais rápido, associadas aos meses de Verão por serem os que têm habitualmente as condições mais favoráveis (temperatura e disponibilidade alimentar) para o seu desenvolvimento. O conjunto de uma banda opaca com uma banda translúcida corresponde a um ano (Domingos, 2003), assim as idades foram atribuídas contando o total de bandas no otólito, excluindo as da fase larvar, onde se inclui o núcleo e a banda opaca que marca a transição para a vida continental, também denominada “banda zero” (Vøllestad e Jonsson, 1988; Domingos, 2003; Lopes, 2013).

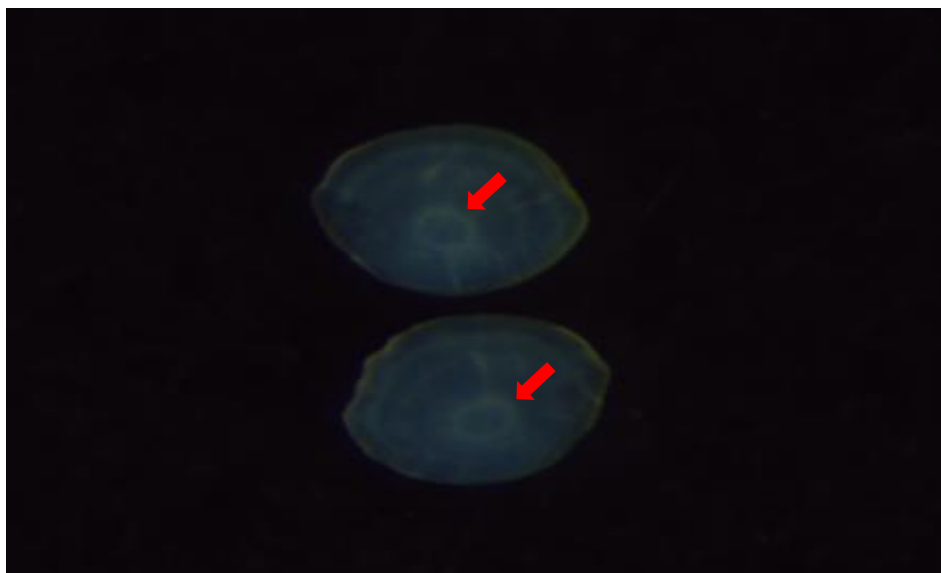


Figura 2.3. Exemplo de um dos pares de otólitos lidos (idade= 2 anos). As setas vermelhas indicam o que foi considerado como “banda 0” junto ao *focus*.

Foram feitas leituras independentes (sem conhecimento do comprimento total do indivíduo) por dois observadores distintos, onde foi procurada uma concordância na leitura das idades. As leituras foram consideradas inválidas quando essa concordância não foi alcançada.

#### **2.2.4. Análise de dados e procedimentos estatísticos**

##### **Estrutura dimensional**

De maneira a perceber o padrão de evolução da estrutura dimensional da população de enguia-europeia no troço de rio considerado, bem como identificar potenciais efeitos positivos da construção da PPP, nomeadamente a transposição de indivíduos de menores dimensões para montante da mesma, foi feito um teste estatístico de análise de variância multivariada, não paramétrico, PERMANOVA (“Permutational Multivariate Analysis of Variance”) (Anderson, 2001) com dois fatores, “Ano” (5 níveis: 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015) e “Rio” (2 níveis: Montante e Jusante). Os dados foram transformados ( $\log X+1$ ), sendo depois calculada a matriz de semelhança utilizando o método de Bray-Curtis. A análise PERMANOVA foi então corrida tendo em conta a matriz de semelhança.

*A posteriori*, foram realizados testes pareados entre a interação dos fatores “AnoRio”, para cada nível do fator “Rio”, e entre o fator “Ano”. Para que seja visível a segregação entre os grupos formados, descrita pela análise PERMANOVA, foi efetuada uma análise PCO (“Principal Coordinates Analysis”).

De modo a ilustrar quais as classes dimensionais que provocam as diferenças registadas, foi adicionado ao gráfico da análise PCO um eixo com as classes dimensionais, elucidativo das diferenças causadas.

Todas as análises foram executadas recorrendo ao *software PRIMER v6.0* (Clarke e Warwick, 2001) e à respetiva extensão *PERMANOVA* (Anderson *et al.*, 2008). Em todas as análises estatísticas efetuadas considerou-se um nível de significância de 0,05.

De maneira a ser perceptível a evolução na abundância foram também feitos histogramas com os CPUE's das diferentes classes dimensionais para os cinco anos de amostragens, recorrendo para isso ao *software Microsoft Office Excel 2007*.

Os procedimentos estatísticos que se apresentam em seguida dizem respeito à subamostra de 203 indivíduos recolhida durante a amostragem de 2014.

### **Proporção de sexos**

Para avaliar se a proporção dos sexos de enguia se afastam significativamente da proporção teórica 1:1, tanto no troço total do rio, como nos troços a montante e jusante do Açude-Ponte, aplicou-se o teste G-de-independência com a correção de Williams (Sokal e Rohlf, 1995).

O teste G-de-independência foi efetuado com o *software BIOMstat* (Exeter Software, New York, USA). O nível de significância utilizado foi de 0,05.

### **Estrutura etária da população**

Foram feitas chaves de idade-comprimento para ambas as frações da população, machos e fêmeas. Os indivíduos cujo sexo não foi possível determinar foram repartidos igualmente, consoante as classes dimensionais utilizadas para a construção das chaves (20 mm), entre machos e fêmeas.

As chaves de idade-comprimento foram obtidas através do *software Microsoft Office Excel 2007*.

Para uma melhor visualização da distribuição de comprimento pelas diferentes classes etárias foram obtidos caixas de bigodes para ambas as frações da população, recorrendo ao *software IBM SPSS Statistics 21* (IBM Corporation, North Castle Drive, USA).

### **Crescimento**

Foram calculadas as relações alométricas peso-comprimento e as curvas de crescimento para ambas as frações da população, machos e fêmeas.

A Eq. 1 representa a expressão utilizada para estabelecer as relações alométricas peso-comprimento para machos e fêmeas.

$$PE = \alpha CT^b \quad (1)$$

Na Eq.1, "PE" representa o peso eviscerado (g), " $\alpha$ " a ordenada na origem, "CT" o comprimento total (cm) e "b" o declive da reta de regressão entre o PE e o CT.

As curvas de crescimento foram calculadas para ambas as frações da população, recorrendo às respectivas chaves de idade-comprimento, segundo o modelo de von Bertalanffy (Eq.2):

$$CT_t = CT_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}] \quad (2)$$

onde “CT<sub>t</sub>” é o comprimento total à idade t, “CT<sub>∞</sub>” é o comprimento total assintótico, “k” corresponde ao valor da constante de crescimento e “t<sub>0</sub>” corresponde ao momento em que o comprimento do indivíduo é nulo.

As relações alométricas de peso e comprimento foram obtidas através do *software Microsoft Office Excel 2007* e os parâmetros para as curvas de crescimento de von Bertalanffy através do *software FiSAT II* (Gayanilo *et al.*, 1995), e as respectivas curvas graficadas com o *software Microsoft Office Excel 2007*.

### **Condição corporal dos indivíduos**

O cálculo do coeficiente de condição K foi obtido para ambas as frações da população (machos e fêmeas), segundo Bagenal e Tesch, 1978, e é representado pela Eq.3:

$$K = (PE/CT^b) * 100 \quad (3)$$

onde “PE” é o peso eviscerado (g), “CT” o comprimento total (cm) e “b” o expoente da relação entre o peso eviscerado e o comprimento das enguias.

O coeficiente de condição K foi comparado graficamente, em relação ao comprimento total dos indivíduos, para ambas as frações da população. Os gráficos foram obtidos com recurso ao *software Microsoft Office Excel 2007*.

Para identificar eventuais diferenças no coeficiente de condição K entre machos e fêmeas foi efetuada uma ANOVA (análise de variância).

A ANOVA foi realizada com auxílio do *software IBM SPSS Statistics 21* (IBM Corporation, North Castle Drive, USA). O nível de significância utilizado foi de 0,05.

## **2.3. Resultados**

### **Estrutura dimensional**

No total dos 5 anos foram capturados 3063 indivíduos (2011 – 359; 2012 – 737; 2013 – 729; 2014 – 641; 2015 – 597) ao longo do troço do rio estudado, com comprimento compreendidos entre 58 mm e 700 mm.

A comparação da estrutura dimensional, efetuada por meio de uma PERMANOVA com dois fatores (Ano e Rio), revelou diferenças significativas para ambos os fatores e também para a interceção entre eles (Tabela 2.3.).

Tabela 2.3. Resultado da análise PERMANOVA efetuada para comparar a estrutura dimensional da população de enguia-europeia do Rio Mondego entre os 5 anos de estudo (2011-2015) e os dois troços de rio considerados (Médio e Baixo Mondego)

Fatores	gl	Pseudo-F	P(perm)
Ano	4	2,7424	0,002**
Rio	1	29,584	0,001**
AnoxRio	4	2,1784	0,007**

gl – graus de liberdade; “\*\*\*” ( $p < 0,001$ ), “\*\*” ( $p < 0,01$ ) e “\*” ( $p < 0,05$ )

A visualização do gráfico referente à análise PCO desenvolvida com a matriz de semelhança utilizada na PERMANOVA, revela que os dois primeiros eixos explicam no seu conjunto 61,4% da variabilidade. A análise PCO, quando representado o fator “Rio”, demonstra uma clara separação entre os níveis

(montante e jusante) do fator, complementando a informação da Tabela 2.3.. O eixo representativo das classes dimensionais permite identificar quais as classes dimensionais pertencentes aos grupos formados, evidenciando uma separação onde as classes de menores dimensões são associadas às estações realizadas a Jusante e as classes de maiores dimensões são associadas às estações realizadas a Montante.

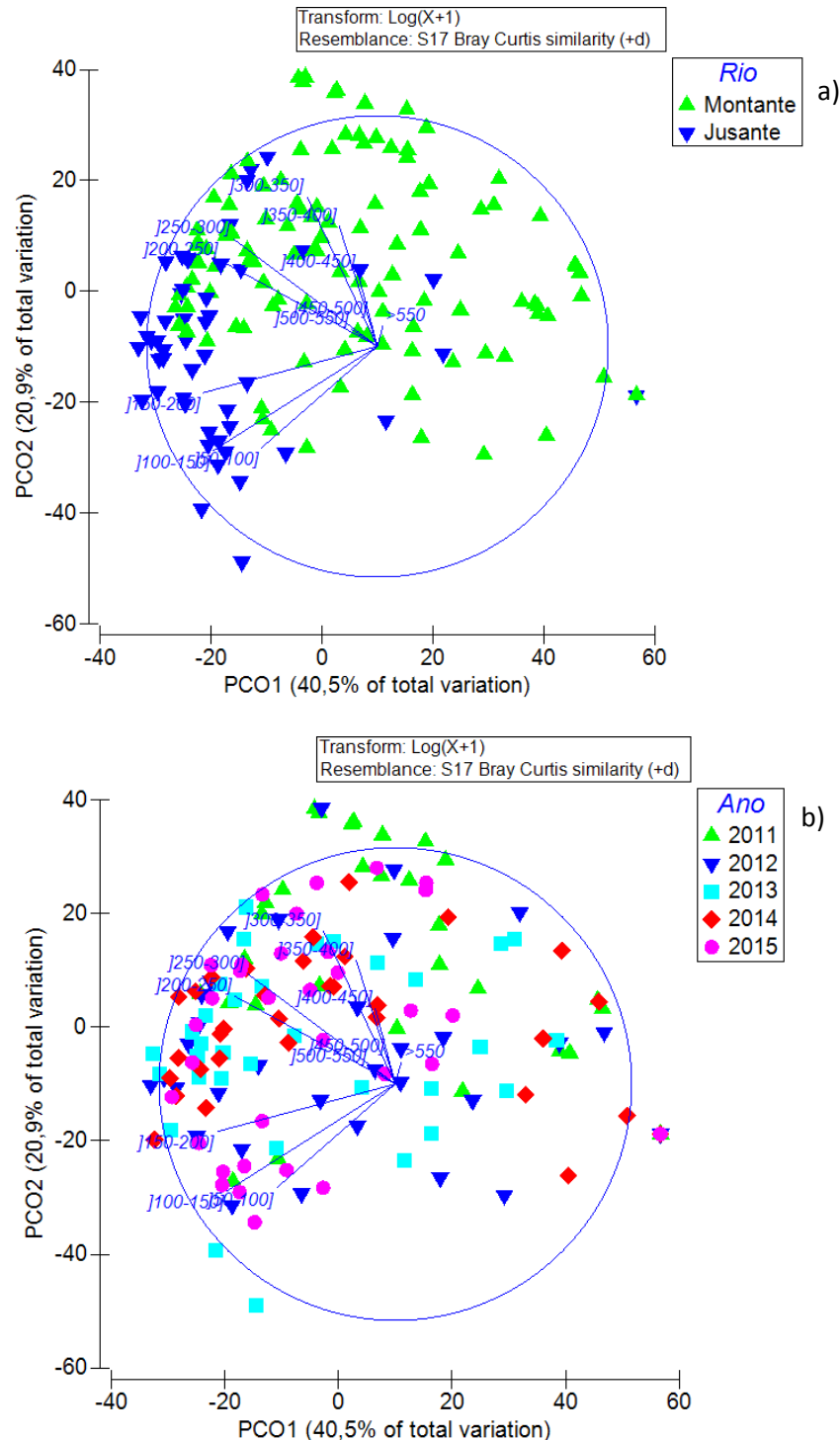


Figura 2.4. Análise PCO obtida através da matriz de semelhança utilizada na PERMANOVA e com a representação gráfica do fator “Rio” (a) e do fator “Ano” (b).

Os testes pareados feitos *a posteriori* (Tab.2.4.) revelam que o ano de 2011 é o ano em que a distribuição dimensional difere estatisticamente, provocando as diferenças verificadas na análise PERMANOVA (Tab.2.3.), uma vez que as diferenças estatisticamente significativas apenas se encontram na comparação entre este e os restantes anos em ambos os níveis do fator “Rio”.

Tabela 2.4. Resultados dos testes pareados *a posteriori* entre a interceção dos dois fatores “AnoxRio” e o fator “Ano”

Níveis	Montante		Jusante	
	t	P(perm)	t	P(perm)
2011, 2012	2,06	0,003**	2,474	0,001**
2011, 2013	2,478	0,001**	2,418	0,001**
2011, 2014	1,735	0,025*	2,056	0,001**
2011, 2015	2,805	0,001**	2,17	0,002**
2012, 2013	0,758	0,722	0,802	0,697
2012, 2014	0,539	0,881	1,403	0,119
2012, 2015	1,518	0,058	1,408	0,113
2013, 2014	1,011	0,363	1,062	0,387
2013, 2015	0,812	0,655	1,091	0,314
2014, 2015	1,504	0,07	1,235	0,162

“\*\*\*” ( $p < 0,001$ ), “\*\*” ( $p < 0,01$ ) e “\*” ( $p < 0,05$ )

Os histogramas relativos à distribuição do CPUE nas várias classes dimensionais, tanto para montante como para jusante (Fig.2.5.), permitem ter uma ideia da evolução da abundância e da estrutura dimensional ao longo do período de tempo estudado, complementando a análise PERMANOVA descrita anteriormente.

Numa primeira análise é evidente que a estrutura dimensional do ano 2011 (Fig.2.5.a) é bastante diferente dos restantes anos, assim como o número de indivíduos capturados que é bastante inferior aos anos seguintes (Fig.2.5.b,c,d,e). Através da análise da Figura 2.5.a observa-se uma ausência de indivíduos da classe dimensional ]50-100mm[ nas estações de amostragem realizadas a jusante do Açude-Ponte Coimbra, contrariamente ao que acontece nos anos seguintes onde a mesma classe é das mais representativas (Fig.2.5.b,c,d,e).

Nos anos de 2012-2015 é perceptível uma tendência para a diminuição da abundância de indivíduos com o aumento do tamanho dos mesmos. Ainda que pouco evidente, observa-se que a abundância de indivíduos de classes dimensionais maiores que ]150-200mm[ é superior nas estações de amostragem feitas no Médio Mondego a montante do Açude-Ponte de Coimbra. Observa-se ainda que os indivíduos da classe ]100-150mm[ tornam-se mais abundantes a montante do Açude-Ponte quando comparado com o ano de 2011.

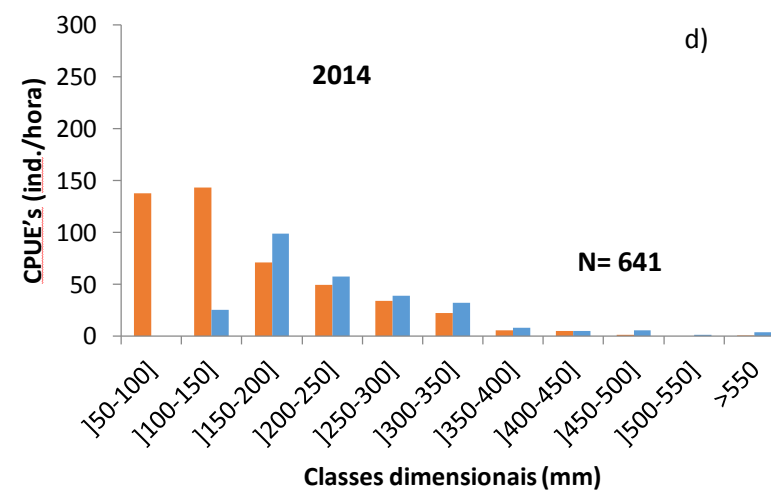
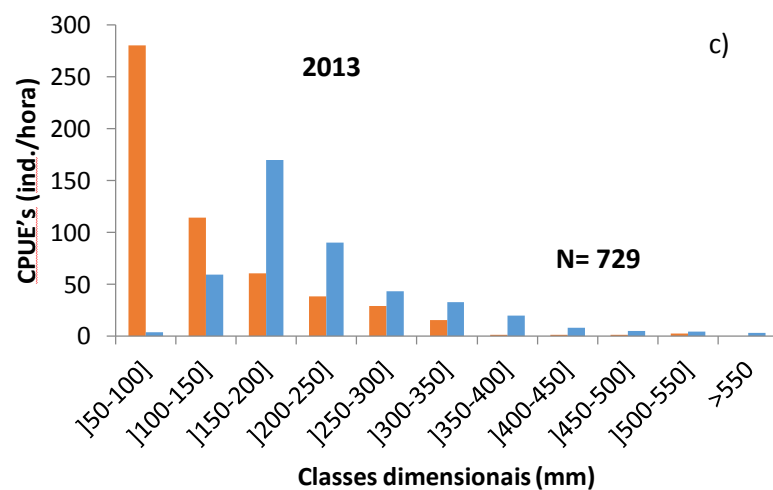
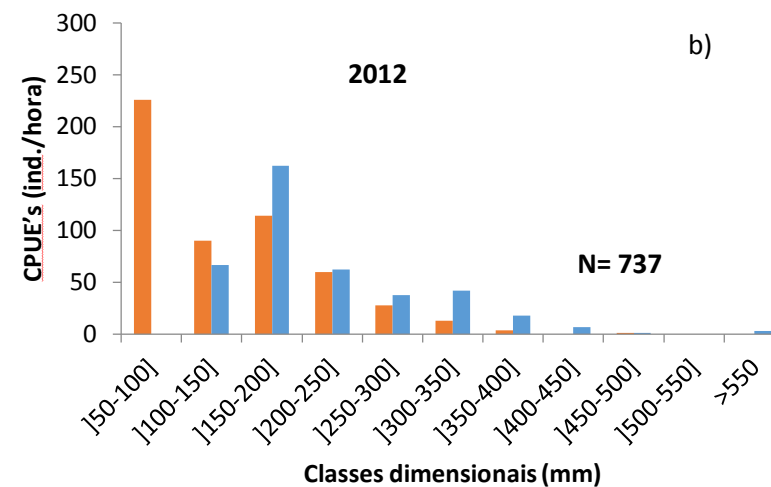
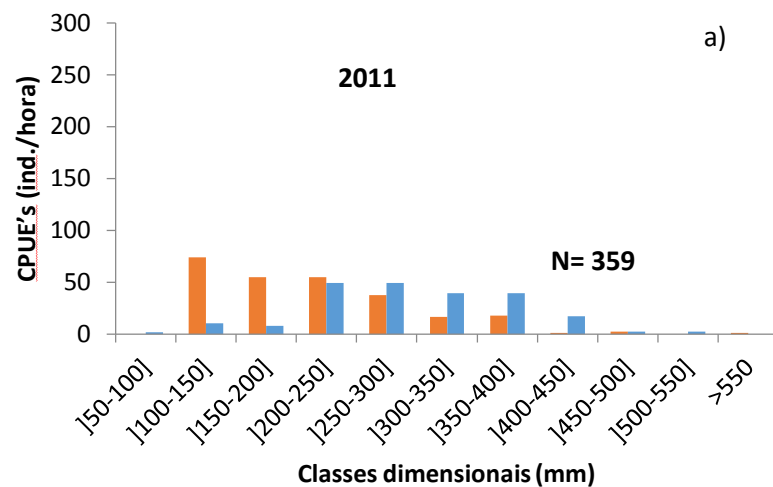


Figura 2.5. Histogramas (2011-2015 [a-e]) dos CPUE's por classe dimensional e CPUE's médio dos 5 anos por classe dimensional (f). Jusante ( ) Montante ( ). O valor de "N" representa o total de indivíduos amostrados.



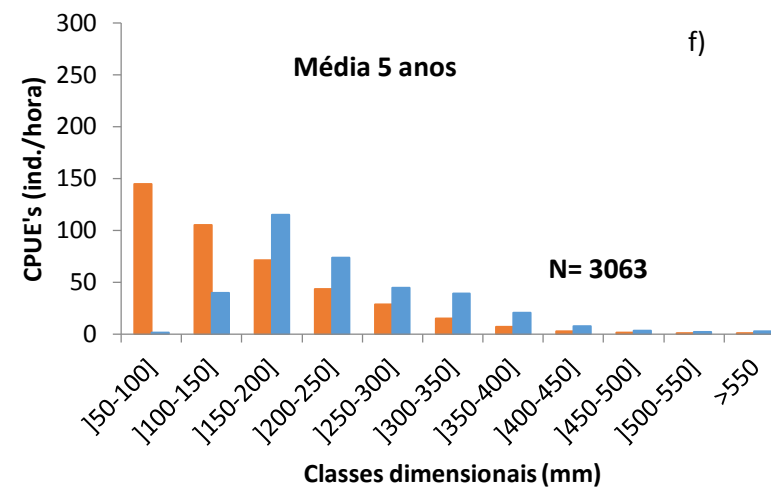
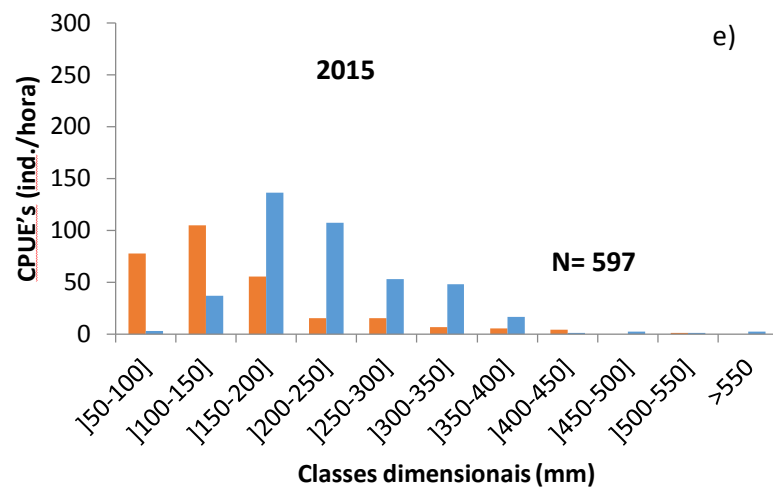


Figura 2.5 (continuação). Histogramas (2011-2015 [a-e]) dos CPUE's por classe dimensional e CPUE's médio dos 5 anos por classe dimensional (f). Jusante (■) Montante (■). O valor de "N" representa o total de indivíduos amostrados.

### Proporção dos sexos

Na subamostra de 203 indivíduos de *A. anguilla*, avaliados relativamente à distinção de sexo, foi possível contabilizar 95 (47%) indivíduos sexualmente diferenciados, não tendo sido possível determinar o sexo a 108 (53%) indivíduos (Fig.2.6.a).

Do conjunto de indivíduos em que foi possível determinar o sexo, 66 (69%) foram identificados como machos e 29 (31%) como fêmeas (Fig.2.6.b).

O teste G-de-independência realizado à amostra revela que o rácio sexual da população se afasta estatisticamente do rácio teórico de 1:1 (Tab.2.5.), derivado da heterogeneidade que se verifica entre os dois troços, com grande desnivelamento favorecendo os machos em detrimento das fêmeas (Fig.2.6.b). De salientar ainda que no troço “Montante” este rácio é verificado mas no troço a “Jusante” os machos voltam a ganhar maior predominância, destabilizando assim o rácio sexual neste troço (Tab.2.5.).

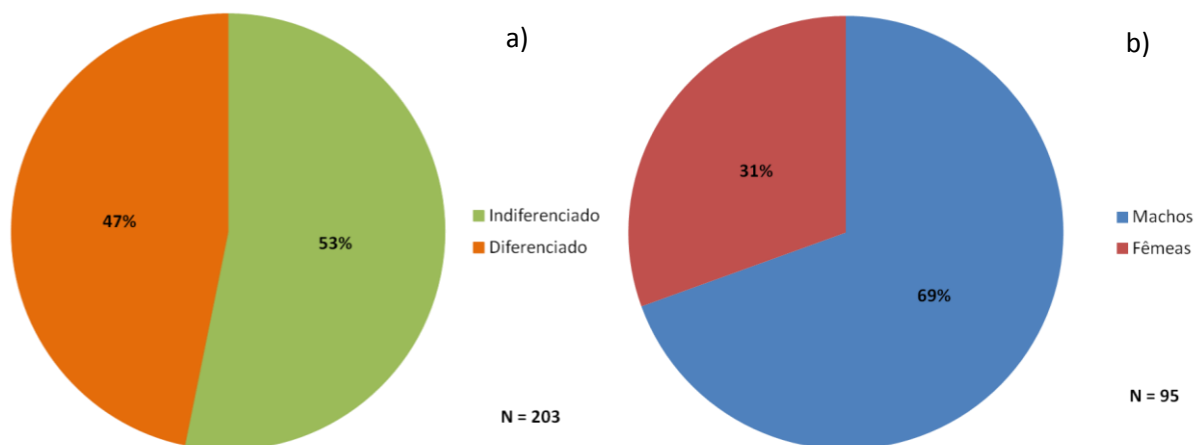


Figura 2.6. Proporção entre diferenciados e indiferenciados (a) e proporção entre machos e fêmeas (b). O valor de “N” representa o total de indivíduos amostrados.

Tabela 2.5. Teste G-de-independência feito ao troço de rio estudado e a ambos os troços a montante e jusante do Açude-Ponte em Coimbra. (GW – estatística G com a correção de Williams; GH – G de heterogeneidade; GT – G total)

Troço	Teste G-de-independência		
	GW	gl	p-value
Montante	1.581	1	0.2086
Jusante	19.056	1	1.269x10 <sup>-5****</sup>
Total	GH=6.070	1	0.0137**
	GT=20.869	2	2.940x10 <sup>-5****</sup>

gl – graus de liberdade; “\*\*\*\*” ( $p < 0,001$ ), “\*\*\*” ( $p < 0,01$ ) e “\*\*” ( $p < 0,05$ )

### Estrutura etária da população

Dos 203 pares de otólitos observados apenas foi possível uma leitura concordante entre os dois leitores em 154 (75,9%). Os restantes 49 (24,1%) foram considerados ilegíveis ou eliminados da análise pelo facto de terem tido leituras discordantes entre os observadores, sendo 32 (65,3%) respeitantes das estações de amostragem a montante do Açude-Ponte de Coimbra e 17 (34,7%) das estações a jusante do obstáculo (Fig.2.7.).

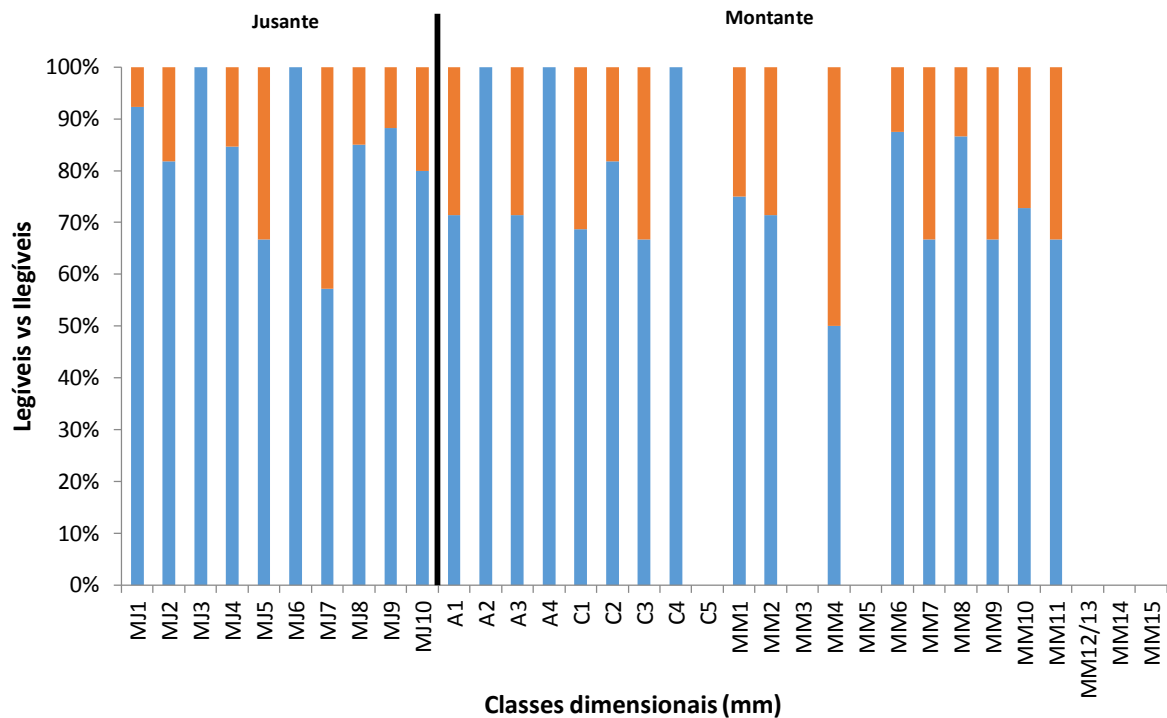


Figura 2.7. Percentagem de indivíduos cujos otólitos foram considerados legíveis (■) e ilegíveis ou não concordantes (■), tendo em conta as estações de amostragem realizadas. A barra preta horizontal indica a separação entre jusante (Baixo Mondego) e montante (Médio Mondego) do Açude-Ponte de Coimbra.

O tamanho do indivíduo não parece estar relacionado com a ilegibilidade dos otólitos uma vez que o intervalo de comprimento dos indivíduos cujas idades não foram determinadas é [107-575mm]. A Figura 2.8. ilustra a proporção e distribuição dos indivíduos para os quais a idade não foi determinada representada por classe dimensional, verificando-se no entanto que as maiores percentagens de otólitos ilegíveis ou não concordantes parecem estar concentradas nos indivíduos de maiores dimensões.

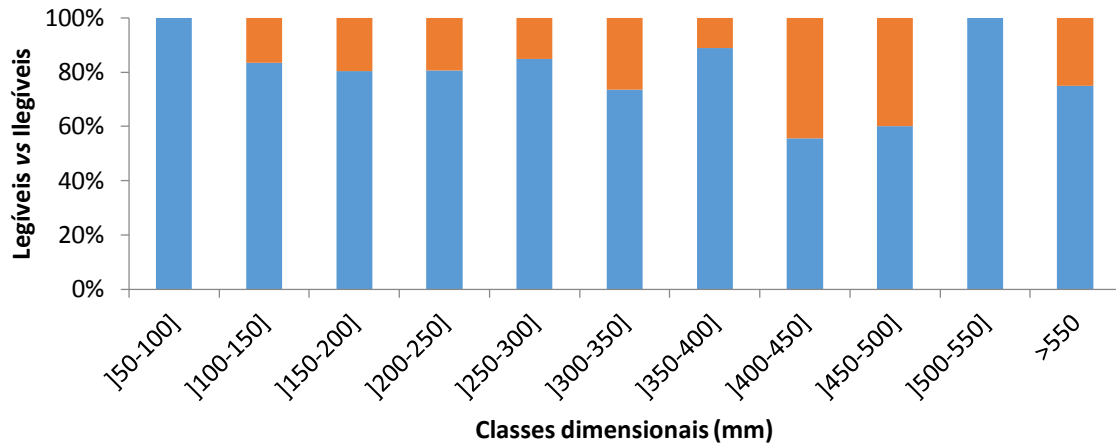


Figura 2.8. Percentagem de indivíduos cujos otólitos foram considerados legíveis (■) e ilegíveis ou não concordantes (■), tendo em conta as classes dimensionais utilizadas anteriormente.

Tendo em conta a inclusão dos 154 indivíduos em grupos de idade, foi possível fazer as chaves de idade-comprimento (Tabs.2.6. e 2.7.), sendo desta forma possível fazer uma análise da estrutura etária separada para machos e fêmeas. De uma maneira geral, a subamostra revela uma população jovem, com maior predominância de indivíduos entre o primeiro ano de idade (idade 0) e os 3 anos de idade (Fig.2.9.). Verifica-se que não existem machos com mais de 4 anos de idade, sendo que as fêmeas atingem até 7 anos de idade. As caixas de bigodes (Fig.2.10.) permitem ter uma visualização gráfica das distribuições de comprimento das várias idades, de ambas as frações da população (machos e fêmeas)

Tabela 2.6. Chave de comprimento-idade para as enguias do sexo masculino na no Rio Mondego (CT-comprimento total)

CT (mm)	Classes etárias					Total
	0	1	2	3	4	
60-79	6					6
80-99	2					2
100-119	3					3
120-139	2	3				5
140-159	1	4	2			7
160-179		6				6
180-199		3	3			6
200-219		4	4			8
220-239		1	3			4
240-259		3	3	3	1	10
260-279			6	6		12
280-299			2	6	2	10
300-319			4	3	1	8
320-339				1	2	3
340-359			1	2	1	4
360-379				1		1
Total	14	24	28	22	7	95

Tabela 2.7. Chave de comprimento-idade para as enguias do sexo feminino na B.H. do rio Mondego (CT-comprimento total)

CT (mm)	Classes etárias								Total
	0	1	2	3	4	5	6	7	
60-79	5								5
80-99	3								3
100-119	2								2
120-139	2	2							4
140-159	3	4	1						8
160-179		6	2						8
180-199		3							3
200-219		2	2	1					5
220-239			2						2
240-259			1	1					2
260-279				2		1			3
280-299			1						1
300-319			1		1				2
320-339			1						1
340-359							1		1
360-379				1		1			2
380-399				1					1
400-419									0
420-439								1	1
440-459								1	1
460-479						1			1
480-499									0
540-559					1		1		2
560-579									0
680-699							1		1
Total	15	17	11	6	2	3	3	2	59

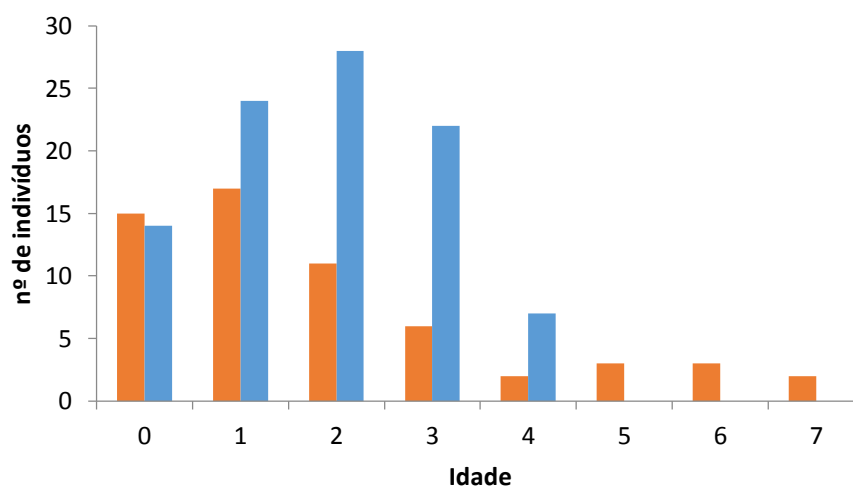


Figura 2.9. Número de indivíduos nas várias idades para ambas as frações da população: fêmeas (■) e machos (■).

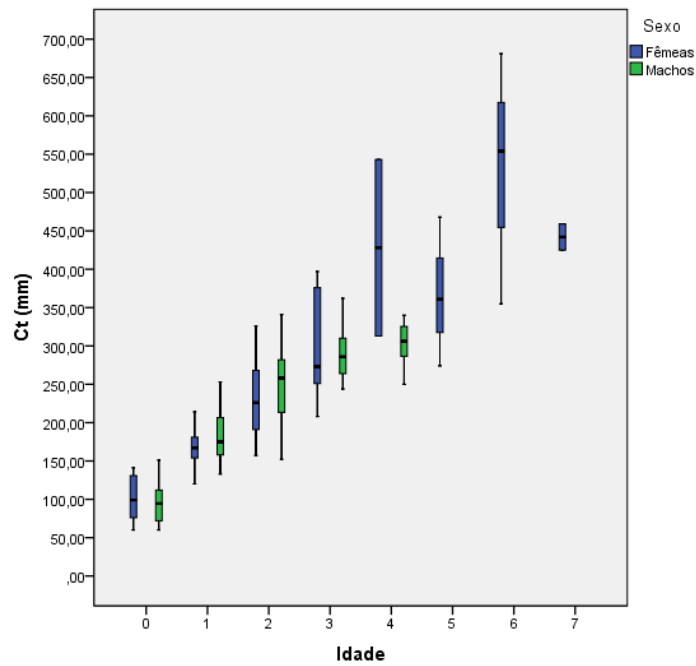


Figura 2.10. Caixas de bigodes do comprimento total (Ct) de Machos e relativamente à classe etária.

### Crescimento

As equações de crescimento de von Bertalanffy foram obtidas para as duas frações da população, machos e fêmeas e são representadas graficamente pela Figura 2.11.a,b.

Assim, a equação que descreve o crescimento dos machos é:

$$CT_t = 377,49[1 - e^{-0,39(t+0,86)}]$$

A equação que descreve o crescimento das fêmeas é:

$$CT_t = 721,15[1 - e^{-0,14(t+0,99)}]$$

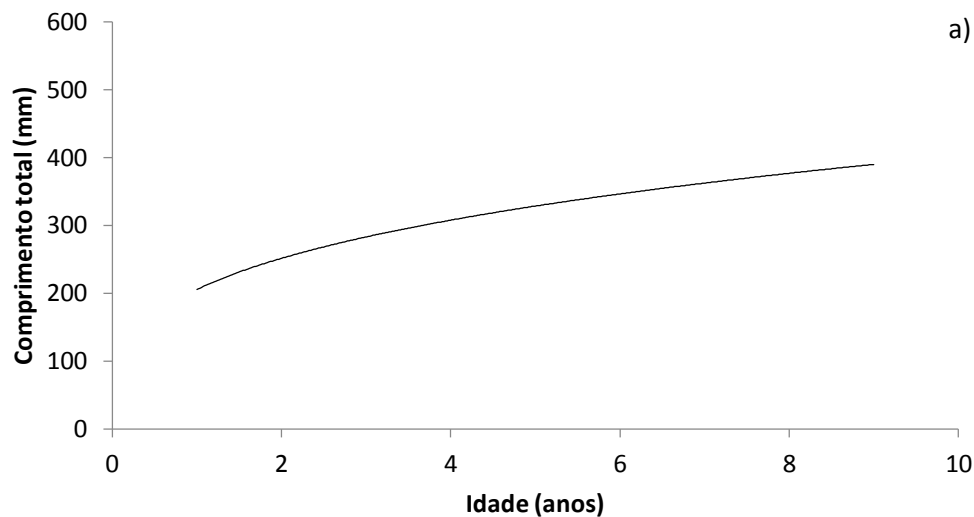


Figura 2.11. Curva de crescimento obtida para os machos (a) e fêmeas (b), através do ajustamento do modelo de von Bertalanffy.

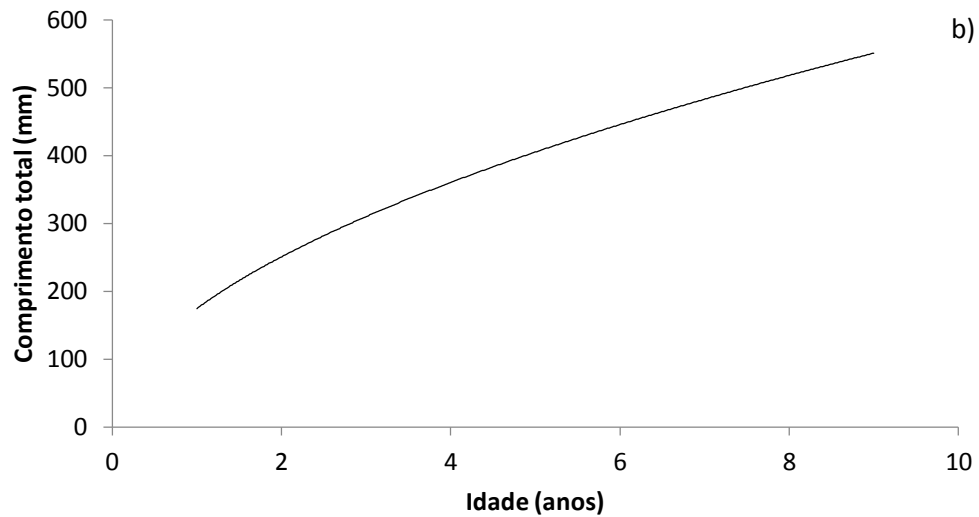


Figura 2.11. (continuação) Curva de crescimento obtida para os machos (a) e fêmeas (b), através do ajustamento do modelo de von Bertalanffy.

As relações alométricas entre o peso eviscerado e o comprimento total foram obtidas para as mesmas duas frações da população em separado, encontrando-se representadas na Figura 2.13.a,b.

Uma vez que o cociente de regressão de ambas as frações se encontra entre 3,31 e 3,45 pode dizer-se que a população tem um crescimento próximo do isométrico.

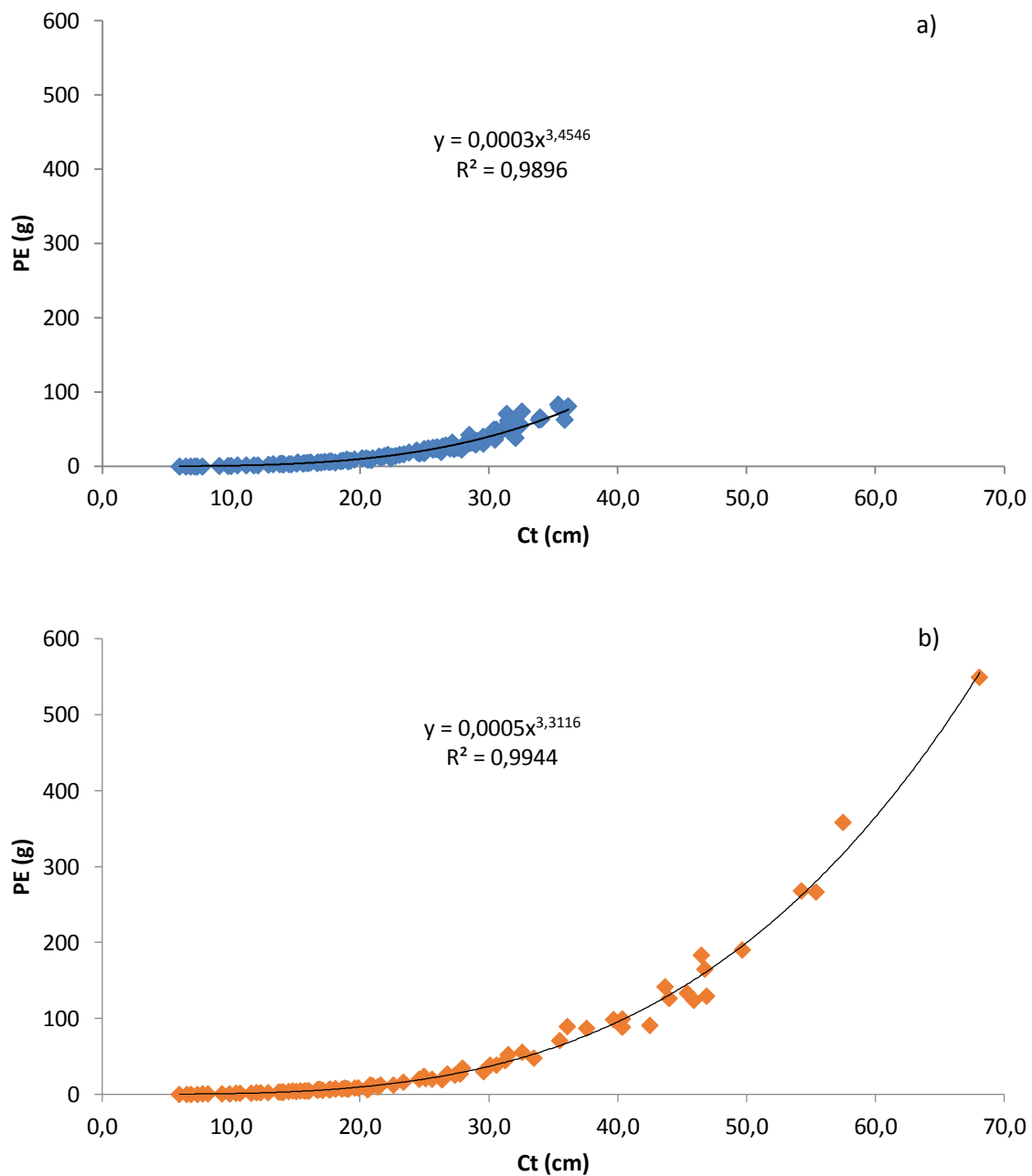


Figura 2.13. Relação alométricas entre o PE (peso eviscerado) e o Ct (comprimento total) para as duas frações da população: a) machos; b) fêmeas.

### Condição corporal dos indivíduos

A Figura 2.14.a,b demonstra a relação entre o coeficiente de condição K e o comprimento total dos indivíduos para machos e fêmeas. Como é possível verificar, apesar de haver uma grande dispersão em relação à reta de tendência em ambos os casos, o coeficiente de condição mantém-se praticamente constante com o aumento do tamanho dos indivíduos.



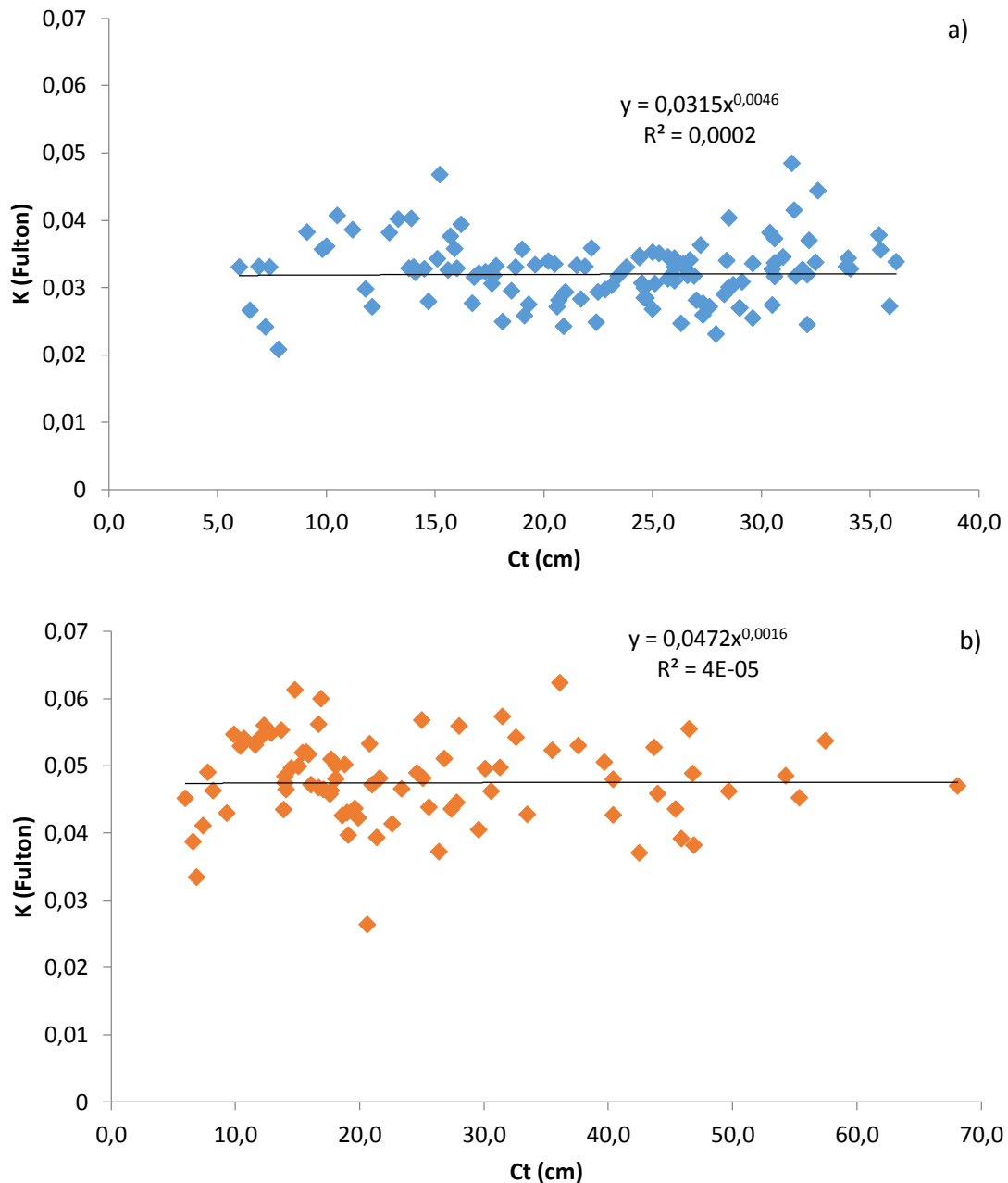


Figura 2.14. Relação entre o coeficiente de condição K de Fulton e o comprimento total (Ct) para: a) machos e b) fêmeas.

Uma vez que a reta de tendência, de ambos os sexos, revela que o coeficiente de condição (K) não varia ao longo do crescimento, foi aplicada uma análise de variância (ANOVA) para comparar a condição corporal entre gêneros, tendo revelado que a condição dos indivíduos difere entre machos e fêmeas com um maior coeficiente de condição (K) a ser registrado nas fêmeas (Tab.2.8.).

Tabela 2.8. Resultado da análise ANOVA para comparar o coeficiente de condição corporal (K) entre machos e fêmeas

K	Machos	Fêmeas	ANOVA
Média	0,0323	0,0479	F=406,778; $p < 0,001$
Desvio padrão	0,0047	0,0063	

## 2.4. Discussão

O método de captura utilizado para estudar a estrutura populacional de enguia-europeia na Bacia Hidrográfica do Rio Mondego, tendo em conta a sua estrutura dimensional ao longo do troço disponível e algumas características biológicas da espécie como a estrutura sexual e etária, parece ser adequada na medida em que conseguiu englobar um largo espectro de comprimentos [58 mm – 700 mm]. Contudo, como sugerido Lasne *et al.* (2008), a pesca eléctrica pode não ser um método eficaz na captura de indivíduos de maiores dimensões por estes apresentarem uma preferência por locais mais profundos (Domingos *et al.*, 2006; Lasne *et al.*, 2008), que não podem ser cobertos com peca-eléctrica, podendo este facto em parte justificar a baixa abundância de indivíduos destas dimensões.

Os resultados obtidos com a análise PERMANOVA são perentórios ao demonstrarem que a estrutura dimensional da população difere quando a analisamos entre o troço de rio a montante do Açude-Ponte Coimbra (Médio Mondego) e o troço a jusante do mesmo (Baixo Mondego), verificando-se que esta diferença é atribuível à segregação de classes dimensionais, com as classes de menores dimensões ( $\leq 200\text{mm}$ ) mais associadas às estações de amostragem realizadas no troço de jusante e as classes de maiores dimensões ( $> 300\text{mm}$ ) tendencialmente mais presentes nas estações do troço montante, onde se incluem os afluentes Alva e Ceira. Este resultado, em conjunto com a análise dos histogramas feitos para os 5 anos de estudo, revelam a distribuição típica desta espécie ao longo do gradiente longitudinal de um rio (Naismith e Knights, 1993; Tzeng *et al.*, 1995; Durif *et al.*, 2005; Lasne *et al.*, 2008), onde a maior abundância de indivíduos bem como um menor tamanho médio dos mesmos são características de zonas mais a jusante, esbatendo-se à medida que nos deslocamos para zonas mais a montante, tipicamente zonas com menor abundância de indivíduos mas com maior tamanho médio. Os resultados obtidos corroboram o trabalho realizado por (Domingos *et al.*, 2006), que com amostragens realizadas no final da década de 80, no mesmo rio, encontrou este mesmo padrão, verificando-se já a baixa abundância de indivíduos de maiores dimensões ( $\geq 400\text{mm}$ ).

A mesma análise revelou que a estrutura dimensional da população apresenta diferenças estatisticamente significativas entre os anos em que o estudo foi realizado, 2011-2015. Os testes realizados *a posteriori* identificaram o ano de 2011 como a causa desta diferença, uma vez que apenas este ano difere dos restantes. Quando analisado em conjunto com os histogramas feitos para cada ano, torna-se evidente que o ano de 2011 difere dos restantes anos analisados desde logo pela ausência dos indivíduos de menores dimensões ( $\leq 100\text{mm}$ ). Esta aparente falha ou diminuição no recrutamento anual no ano de 2011, no Rio Mondego, parece ser acompanhada pelas variações interanuais nas capturas de meixão do rio Minho (Capitania do Porto de Caminha, dados não publicados). Como consequência, o número total de indivíduos capturados foi também bastante mais reduzido neste ano do que nos subsequentes, tendo em conta que nos anos que se seguem os indivíduos pertencentes à classe dimensional  $\leq 100\text{mm}$  são os mais abundantes.

O Açude-Ponte Coimbra constituía um obstáculo na transposição para montante dos indivíduos de menores dimensões, que só conseguiam transpô-lo em alturas de maiores caudais (Domingos *et al.*, 2006), não sendo um obstáculo para indivíduos de maiores dimensões uma vez que se encontram distribuídos até ao primeiro e verdadeiro obstáculo intransponível, a barragem da Raiva ((Domingos *et al.*, 2006). Contudo, e tendo em conta que a nova Escada de Peixes do Açude-Ponte foi inaugurada em 2011, verificamos que de 2012 a 2015 a abundância de indivíduos da classe ]100-150mm] a montante do obstáculo é bastante superior ao ano 2011, podendo ser atribuível ao efeito que a nova Escada de Peixes tem na transposição para montante dos indivíduos de menores dimensões.

A subamostra recolhida no ano de 2014 para análise da estrutura sexual e etária da população foi o mais abrangente possível na medida em que foram capturados indivíduos de todas as classes dimensionais, distribuídos de forma igualitária pelo troço a montante do Açude-Ponte Coimbra e pelo troço a jusante do mesmo.

Torna-se evidente que a população do rio Mondego é constituída maioritariamente por machos, correspondendo a 69% da amostra analisada. Os resultados vão de encontro ao trabalho realizado por (Domingos, 2003) que estimou, para a Bacia Hidrográfica do Rio Mondego, uma percentagem de machos de 69,3% (embora na sua divisão entre água doce e salobra, atribui 70,5% à percentagem de machos em água doce). No mesmo trabalho, conclui que a predominância de machos se verifica mais próximo do limite Sul de distribuição da espécie, sendo os resultados do presente trabalho concordantes com essa constatação. Aparentemente o rácio sexual da população de enguia-europeia no rio Mondego é bastante homogéneo, tendo em conta que o trabalho de (Domingos, 2003) foi realizado no final da década de 80 e que a proporção de sexos se mantém praticamente a mesma, mantendo-se também a baixa abundância de fêmeas a jusante do Açude-Ponte Coimbra.

A diferenciação sexual nas enguias é um tema que gera bastante debate na comunidade científica, principalmente porque esta diferenciação é retardada passando os indivíduos por uma fase intersexual em que as gónadas contêm tanto estruturas masculinas como femininas (Colombo *et al.*, 1984; Colombo e Grandi, 1996; Devlin e Nagahama, 2002; Geffroy *et al.*, 2013), tornando-se difícil determinar o sexo a indivíduos <200mm, uma vez que a maioria ainda é indiferenciada (Colombo e Grandi, 1996; Geffroy *et al.*, 2013)). Contudo, a densidade atua como um fator que pode balançar o rácio sexual de uma população, sendo por norma responsável pelo favorecimento de machos quando a densidade é elevada (Costa *et al.*, 1993; Costa *et al.*, 2008; Acou *et al.*, 2009). Uma vez que o rio Mondego é bastante intervencionado, especialmente a montante do Açude-Ponte Coimbra com a presença de vários pequenos açudes e principalmente com a presença das barragens da Raiva e de Fronhas, é possível que o efeito destes obstáculos possa ser cumulativo no sentido de, a micro/média escala (troço Montante), aumentar a densidade de indivíduos a jusante dos obstáculos desequilibrando assim o rácio sexual ao longo do curso do rio com prejuízo para as fêmeas (Domingos *et al.*, 2006). Contudo, apesar dos resultados indicarem que ao longo do troço estudado o rácio sexual da população de afasta do rácio teórico 1:1, com predomínio de machos, no troço a montante do Açude-Ponte, o mais intervencionado e com mais obstáculos, este rácio é verificado. Pelo contrário, no troço a jusante do Açude-Ponte, este rácio não é encontrado, mais uma vez com grande preponderância de machos. Estes resultados evidenciam que os obstáculos a montante do Açude-Ponte Coimbra podem provocar desequilíbrios no rácio sexual da população de enguia-europeia do rio Mondego, uma vez que seria de esperar em troços mais a montante predominância de fêmeas ainda que em baixa abundância. Ainda assim, verifica-se também uma clara preferência das fêmeas por zonas situadas mais a montante no curso de água (Domingos *et al.*, 2006; Acou *et al.*, 2009).

Outro tema de forte debate na comunidade científica é a metodologia que deve ser empregue na leitura de idades recorrendo aos otólitos *sagitta* (Vøllestad, 1985; Vøllestad e Jonsson, 1988; ICES, 2009, 2010). Tendo em conta o baixo número de indivíduos de grandes dimensões, e por isso presumivelmente mais velhos, no presente trabalho recorreu-se à imersão dos otólitos em álcool 70% e posterior visualização dos mesmos com auxílio de uma lupa binocular. Esta metodologia é adequada para indivíduos de menores dimensões (maioria da subamostra) (ICES, 2009, 2011), tendo também a vantagem de não danificar os otólitos permitindo que estes possam ser visualizados posteriormente.

Contrariamente ao esperado, a ilegibilidade dos otólitos não parece estar relacionada com o tamanho dos indivíduos, uma vez que a mesma foi encontrada nas várias classes dimensionais, verificando-se no entanto que a percentagem de otólitos ilegíveis ou não concordantes aumenta com o aumento do

comprimento dos indivíduos. A localização no curso de água parece também não ter relação com a ilegibilidade dos otólitos. Ainda assim a percentagem é bastante superior no troço a montante do Açude-Ponte, potencialmente por ser uma zona com mais açudes causando não só uma maior regulação do regime hidrológico como alterando os habitats principalmente a jusante destes, condicionando as condições de crescimento dos indivíduos (Moriarty e Dekker, 1997; Feunteun, 2002; Domingos *et al.*, 2006). No presente trabalho, as maiores dificuldades encontradas na leitura de idades prenderam-se não só com a grande espessura dos otólitos de alguns exemplares, dificultando a visualização principalmente dos anéis centrais do otólito, mas também com a presença de anéis supranumerários que fizeram discordar os leitores em alguns casos. Ambos os problemas eram esperados tendo em conta trabalhos realizados por vários autores (p.e.: Gordo e Jorge, 1991; Oliveira, 1996; Domingos, 2003).

Os otólitos legíveis revelaram uma população relativamente jovem, onde a idade máxima encontrada nas fêmeas (7 anos) é maior que a dos machos (4 anos). Nos machos, os 4 anos de idade parecem ser o limite de permanência nos cursos de água antes de iniciarem a migração reprodutora, uma vez que não foram encontrados machos com idade superior. Estes dados obtidos com a leitura de idades corroboram o trabalho desenvolvido por Domingos (2003) que e utilizando também indivíduos capturados no Rio Mondego obteve para a fração dulçaquícola da população resultados semelhantes para os machos, com apenas 2 indivíduos tendo 5 anos. Lopes (2013) num trabalho realizado na Lagoa de Santo André, determinou que a idade de prateação dos machos aí residentes é de 3 anos, tendo no entanto capturado indivíduos prateados até aos 6 anos de idade. Os dados obtidos para o Rio Mondego, quando comparados com alguns estudos desenvolvidos na Europa do norte (p.e.: Vøllestad e Naesje, 1988; Simon 2007, 2015), parecem evidenciar que as enguias no Sul Europa saem dos sistemas dulçaquícolas com uma idade inferior à das enguias que ocupam áreas mais a norte. Os rios no norte da Europa são menos produtivos e como tal as taxas de crescimento são mais reduzidas fazendo com que os indivíduos tenham que permanecer mais tempo na água doce, o habitat de alimentação e crescimento, antes de iniciarem a sua migração reprodutora. Estes resultados corroboram o facto de, embora a idade de prateação variar consideravelmente ao longo do limite de distribuição da espécie e com o tipo de ambiente (estuarino/costeiro ou dulçaquícola) onde se desenvolvem (Domingos, 2003; Lopes, 2013), parecer haver uma diminuição dessa idade com a diminuição da latitude (Lopes, 2013).

As fêmeas, como era espectável, atingem idades superiores aos machos. Como estratégia reprodutora é-lhes favorável maximizarem o tamanho corporal, maximizando assim as reservas lipídicas e obtendo assim melhores índices de fecundidade (Larsson *et al.*, 1990; Vøllestad, 1992; Davey & Jellyman, 2005). Não é assim de estranhar que, como resultado das equações de von Bertalanffy, as fêmeas apresentem um maior crescimento assintótico e uma menor taxa de crescimento em relação aos machos.

Apesar do valor do coeficiente de regressão variar entre 3,31 e 3,45, próximo do valor de crescimento isométrico de 3, verifica-se, pela análise das relações alométricas, que nos machos existe um incremento de massa muscular a partir dos 250mm e nas fêmeas esse incremento ocorre a um maior comprimento corporal (350mm). Este fato já havia sido reportado por vários autores, inclusive na Bacia Hidrográfica do Rio Mondego (Mounaix e Fontenelle 1994; Domingos, 2003; Lopes, 2013).

A análise da condição das duas frações da população do rio Mondego, machos e fêmeas, demonstrou que apesar de o fator de condição variar estatisticamente entre géneros (registra-se um maior coeficiente nas fêmeas), não varia com o tamanho dos indivíduos. Quando comparado com a condição corporal dos indivíduos da Lagoa de Santo André Lopes (2013) verifica-se que a condição corporal dos indivíduos capturados no Rio Mondego é bastante inferior, situação que pode estar associada com a maior produtividade do sistema costeiro da lagoa. Contudo, estes baixos valores mantêm-se bastante

inferiores quando comparados com os obtidos por Domingos (2003) que trabalhou na mesma bacia hidrográfica identificando o mês de agosto (mês em que a subamostra foi colhida) como o mês em que a condição dos indivíduos é mais baixa. Ainda assim, a condição dos indivíduos é bastante inferior no presente estudo quando comparados os dois casos (cerca de 10 vezes inferior). Estes baixos valores podem estar relacionados com a presença de doenças ou pela presença do parasita *A. crassus*, que se encontra bastante presente na população do rio Mondego, atingindo uma prevalência próxima de 60% (dados não publicados).

### **3. Fuga de reprodutores**

### 3.1. Introdução

A Comissão Europeia, seguindo os conselhos do grupo ICES relativos à criação de medidas que contrariem o declínio acentuado da população panmítica de enguia-europeia em todo o seu limite de distribuição (Dekker, 2003; ICES, 2010), aprovou no dia 18 de setembro, o Regulamento (CE) nº1100/2007, obrigando os Estados Membros a criarem planos de gestão da enguia (PGE) para cada bacia hidrográfica que constitua habitat para a espécie, ou um PGE a nível nacional. Os PGE devem ter como objetivo “reduzir as mortalidades antropogénicas de modo a permitir, com elevada probabilidade, a fuga para o mar de, pelo menos 40% da biomassa de enguias-prateadas correspondente à melhor estimativa da fuga que existiria na ausência de influências antropogénicas com impacto na população”, criando medidas que permitam atingir, acompanhar e verificar este objetivo. Como Estado Membro, Portugal teve também que elaborar um PGE, optando por criar um plano a nível nacional e um segundo restrito à bacia hidrográfica do rio transfronteiriço Minho, em colaboração com o Estado Espanhol, tendo sido aprovados pelas instâncias europeias em 2011 e 2012, respetivamente. As causas apontadas pelo PGE português para o declínio da população em território nacional são a sobre-exploração e captura ilegal, principalmente na fase de meixão (apenas pode ser capturado no estuário do Rio Minho), e as inúmeras obras de engenharia hidráulica nos vários cursos de água que reduzem significativamente o habitat disponível para esta espécie (PGE português).

Após o período de crescimento a enguia-europeia sofre uma série de transformações (prateação), caracterizadas tanto por alterações morfológicas como fisiológicas (Tesch, 2003; Durif et al., 2005) que a preparam para a longa migração de 5000-6000 km de regresso ao mar dos Sargaços onde se reproduzem. As alterações morfológicas, por serem externas, são as mais evidentes observando-se uma alteração de cor, passando os indivíduos a terem uma tonalidade cinzenta no dorso e branca/prateada no ventre (designando-se enguia prateada), um aumento significativo do diâmetro ocular, o aumento do comprimento das barbatanas peitorais acompanhado do maior afilamento e escurecimento das mesmas, o escurecimento da barbatana caudal, a maior conspicuidade da linha lateral e o espessamento do tegumento. Nas alterações fisiológicas destacam-se as alterações que ocorrem sobretudo a nível da hormona de crescimento (GH) e da hormona gonodotropina (GTH-II). A migração ocorre essencialmente no outono (Tesch *et al.*, 2003; Marohn *et al.*, 2014), podendo prolongar-se até à primavera (Aarestrup *et al.*, 2008), sendo, despoletada por um conjunto de variáveis ambientais, destacando-se o aumento de caudal, diminuição da temperatura, aumento da turbidez e fase do ciclo lunar (Feunteun *et al.*, 2000; Behrmann-Godel e Eckmann, 2003; Cullen e McCarthy, 2003; Durif *et al.*, 2008; Marohn *et al.*, 2014; Stein *et al.*, 2014, 2015). O complexo ciclo de vida da enguia-europeia faz com que a espécie se depare com inúmeros problemas à sua conservação.

O acentuado declínio que se verifica na população de enguia-europeia (Dekker, 2003; ICES, 2010), apesar de poder ser atribuído a causas naturais como a baixa sobrevivência das larvas devido a alterações das correntes oceânicas (Knights *et al.*, 2003) ou a predação que é alvo por parte de vários predadores como o corvo-marinho-de-faces-brancas (*Phalacrocorax carbo*), a lontra (*Lutra lutra*) ou mesmo mamíferos marinhos (Carpentier *et al.*, 2009; Wahlberg *et al.*, 2014), estará sobretudo relacionado com causas antropogénicas, destacando-se nestas a interrupção do contínuo longitudinal dos cursos de água pela construção de obras de engenharia hidráulica (barragens e açudes) (Feunteun, 2002). De facto, a interrupção do contínuo longitudinal pode desempenhar um papel bastante mais relevante uma vez que a maioria dos cursos de água do continente europeu se encontra intervencionado com a construção destas obras (Dekker, 2000), sendo que a presença destes obstáculos ao longo do curso de um rio colocam graves problemas na altura em que os indivíduos se encontram na migração de colonização do curso de água, sendo particularmente deletérios na altura

da migração reprodutora em direção ao mar dos Sargaços, podendo ser responsáveis pelo atraso ou impedimento da migração (Behrmann-Godel e Eckmam, 2003; Jansen *et al.*, 2007; Aarestrup *et al.*, 2010), ou pela diminuição do *fitness*, ou morte dos indivíduos em caso de colisão com as turbinas em barragens com aproveitamento hidroelétrico (Winter *et al.*, 2006; Calles *et al.*, 2010; Buysse *et al.*, 2013).

Tendo em vista o cumprimento do objetivo do Regulamento (CE) nº1100/2007 torna-se essencial conhecer a fração da população de enguia-europeia que se transforma em enguias prateadas, ou seja, atinge o estado pré-migratório (prateação). Vários trabalhos tentam determinar esta fração em diversas bacias hidrográficas do continente europeu (p.e.: Feunteun *et al.*, 2000; Breteler *et al.*, 2007; Acou *et al.*, 2009; MacNamara e McCarthy, 2014), não existindo em Portugal até à data qualquer informação neste sentido.

É fundamental também determinar a percentagem de indivíduos que, após iniciarem a migração reprodutora, conseguem escapar das bacias hidrográficas em direção ao local de postura no mar dos Sargaços. Neste sentido, vários trabalhos têm sido realizados ao longo do continente europeu (Durif *et al.*, 2002; Winter *et al.*, 2006, 2007; Breteler *et al.*, 2007; Jansen *et al.*, 2007; Calles *et al.*, 2010; Verbiest *et al.*, 2012), sendo que nos últimos anos as técnicas de biotelemetria acústica têm ganho especial destaque (p.e.: Behrmann-Godel e Eckmann, 2003; Aarestrup *et al.*, 2010; Pedersen *et al.*, 2012; McCarthy *et al.*, 2013; Bultel *et al.*, 2014; Marohn *et al.*, 2014) pela eficácia que demonstram em várias espécies e contextos de estudo (Hussey *et al.*, 2015).

Á semelhança da grande maioria dos cursos de água no continente europeu, também a bacia do rio Mondego está fortemente impactada por ações antropogénicas (Domingos *et al.*, 2006; PGE). A presença de pequenos açudes ao longo do curso principal do rio Mondego, bem como nos seus tributários principais, é uma constante, ficando o habitat disponível para colonizar por parte de espécies diádromas como a enguia europeia, limitado pela Barragem da Raiva (a 70 km da foz do Rio Mondego) no curso principal do Mondego e a Barragem de Fronhas (a 10 km da confluência com o Rio Mondego) no afluente Alva (Domingos *et al.*, 2006).

Este capítulo tem como objetivo principal estimar a percentagem de indivíduos que atingem a fase de enguia prateada (*i.e.*, taxa de prateação) e a percentagem destes que conseguem escapar da bacia hidrográfica em direção ao mar dos Sargaços (*i.e.*, fuga), dando assim resposta aos dois primeiros objetivos da dissertação.

A urgência em entender os fenómenos que levam ao declínio que se verifica na população e os compromissos a que os Estados Membros estão sujeitos pelo Regulamento (CE) nº1100/2007 aumentam a relevância deste tipo de trabalhos. No presente caso, essa relevância é ampliada por ser um trabalho pioneiro, não existindo em Portugal qualquer informação neste sentido.



## 3.2. Materiais e Métodos

### 3.2.1. Área de estudo

A área de estudo referente a este capítulo compreende trechos do Médio e Baixo Mondego. Mais concretamente, no trecho Médio entre a mini-hídrica de Penacova e o Açude da Formoselha incluindo os afluentes Ceira e Alva, (Fig.2.1. – ver Cap.II) e no trecho do Baixo Mondego o afluente Arunca e a zona do estuário do Rio Mondego, na localidade da Figueira da Foz (Fig.3.1.).



Figura 3.1. Localização do rio Arunca (linha amarela) e do estuário do rio Mondego perto da F. da Foz

### 3.2.2. Taxa de prateação

#### 3.2.2.1. Trabalho de campo

No ano de 2014, com o intuito de obter a taxa dos indivíduos de enguia europeia que estão em fase pré-migratória ou migratória foi feita uma campanha de amostragem, no mês de Outubro, em tudo igual à metodologia utilizada e descrita no anterior capítulo (ver Cap.II). Foram amostradas as mesmas #33 estações (Fig.2.1. – ver Cap.II), com recurso a pesca elétrica onde, aos indivíduos de *A. anguilla* que foram capturados foram feitas as habituais medições morfométricas, comprimento total ( $C_T$ ) (precisão de 1 mm) e peso total ( $P_T$ ) (precisão de 0.01 g). Adicionalmente, aos indivíduos que apresentavam características de se encontrarem em fase de pré-migração ou migração (Tesch *et al.*, 2003; Durif *et al.*, 2005; Durif *et al.*, 2009), como sejam, uma diferenciação evidente entre as cores do dorso (apresentando uma coloração mais escura) e do ventre (apresentando uma coloração mais clara/prateada) (Fig.3.2.a), o aumento desmensurado do olho em relação ao tamanho da cabeça (Fig. 3.2.a), o escurecimento das barbatanas peitorais e da barbatana caudal (Fig. 3.2.a,b), a maior conspicuidade da linha lateral ou o espessamento do tegumento (Fig. 3.2.c), foram feitas medições adicionais, com auxílio de uma craveira, dos diâmetros oculares, horizontal (DH) e vertical (DV), e do comprimento total da barbatana peitoral (desde a inserção até à extremidade), para posterior cálculo dos índices ocular ( $I_O$ ) (Eq. 4 e Anexo II) e da barbatana peitoral ( $I_B$ ) (Eq. 5 e Anexo II) que permitem distinguir entre enguias amarelas e prateadas (Pankhurst, 1982). Assim, consideram-se enguias prateadas os indivíduos que apresentem um  $I_O > 6,5$ .

$$I_O = \left[ \frac{(\text{diam. vert.} + \text{diam. hor.})}{4} \right]^2 * \frac{\pi}{\text{comp. total}} * 100 \quad (4)$$

$$I_B = \frac{\text{comp. barb. peitoral}}{\text{comp. total}} * 100 \quad (5)$$

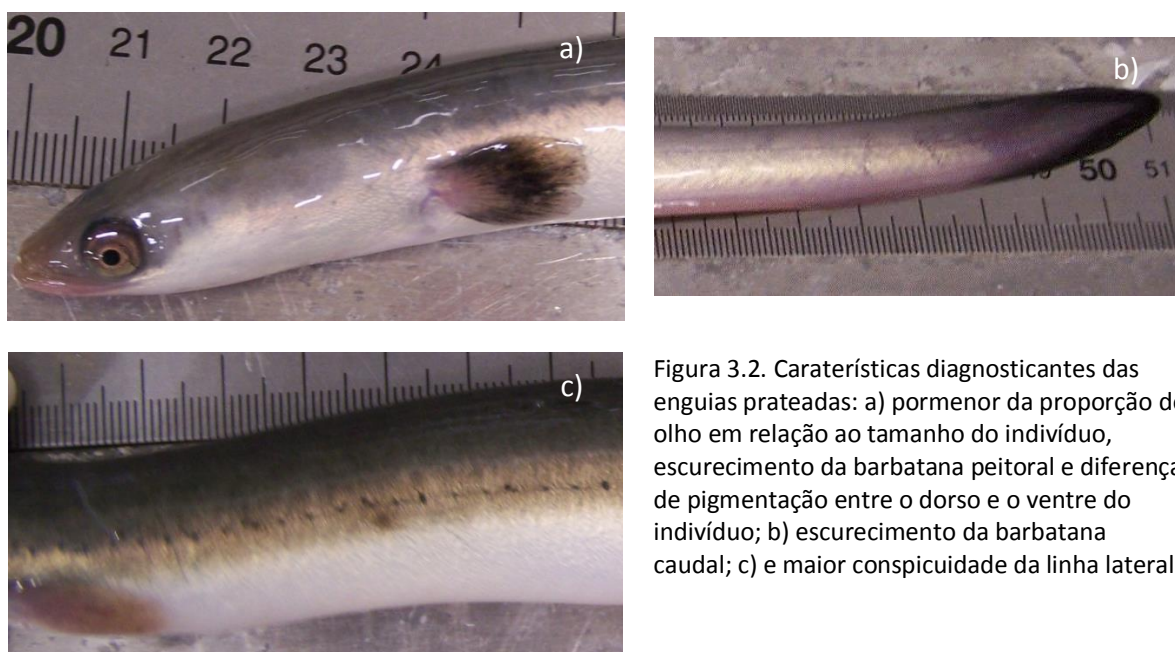


Figura 3.2. Caraterísticas diagnosticantes das enguias prateadas: a) pormenor da proporção do olho em relação ao tamanho do indivíduo, escurecimento da barbatana peitoral e diferença de pigmentação entre o dorso e o ventre do indivíduo; b) escurecimento da barbatana caudal; c) e maior conspicuidade da linha lateral.

### **3.2.3. Fuga de reprodutores**

#### **3.2.3.1. Trabalho de campo**

De modo a obter a percentagem de reprodutores de enguia europeia que conseguem “escapar” da Bacia Hidrográfica do Rio Mondego foi utilizada a telemetria acústica, recorrendo para tal à monitorização passiva dos movimentos das enguias prateadas marcadas com transmissores acústicos (modelo V7-4L-69kHz, VEMCO), através de uma rede de recetores acústicos automáticos (VR2w *Monitoring Receiver*, VEMCO). Este trabalho foi desenvolvido em 4 fases.

#### **FASE 1 – Colocação dos sistemas de poitas e dos recetores de biotelemetria**

Durante o mês de setembro foi feita uma prospeção dos locais mais indicados para a colocação dos aparelhos VR2w. A escolha dos locais teve em conta não só a batimetria do local e proximidade de possíveis causas de ruído, como também troços específicos do rio. Assim, foram selecionados 8 locais que reuniam as condições previamente definidas, dividindo-se entre o troço Penacova-Formoselha (4 recetores) e o estuário do Rio Mondego junto à Figueira da Foz (4 recetores) (Anexo II). A posição geográfica, bem como as profundidades medidas nos vários locais escolhidos apresentam-se na Tabela 3.1..

Tabela 3.1. Código, número de série, coordenadas e profundidade a que foram colocados os 8 recetores de biotelemetria

Código	Nº série	Coordenadas (Datum Lisboa Hayford-Gauss)		Localização	Profundidade (m)
		X	Y		
<b>VR2#1</b>	125699	188806	368393	Penacova	7
<b>VR2#2</b>	125707	174307	360174	Coimbra	3,5
<b>VR2#3</b>	125700	173960	360688	Coimbra	3,5
<b>VR2#4</b>	125706	158884	357455	Formoselha	1,5
<b>VR2#5</b>	125701	140118	353143	Figueira da Foz (estuário)	4,5
<b>VR2#6</b>	125702	139856	353235	Figueira da Foz (estuário)	6
<b>VR2#7</b>	125708	139572	352976	Figueira da Foz (estuário)	5,5
<b>VR2#8</b>	125704	136954	353261	Figueira da Foz (estuário)	8,5

Nos locais escolhidos no troço entre Penacova e a Formoselha (VR2#1, VR2#2, VR2#3 e VR2#4), por falta de estruturas que pudessem suportar os recetores, teve que ser previamente instalada uma poita que servisse este propósito. Neste sentido, e ainda durante o mês de setembro, foram instalados, em cada um desses locais, um sistema poita-boia (Fig.3.3.) que permite que os recetores fiquem suspensos e relativamente imóveis na coluna de água à profundidade pretendida (~1.5 m do fundo) (ver Fig. 3.3.), de modo a maximizar a eficácia na receção do sinal acústico emitido pelos transmissores. A montagem dos sistemas poita-boia foi feita na margem (Fig.3.4.a), sendo depois transportados para os respetivos locais com auxílio de um barco a motor e um balão de flutuação (Fig.3.4.b). Os restantes recetores, situados no estuário, foram acoplados às correntes que suportam as bóias de sinalização à navegação (Fig.3.5.). Assim, foram escolhidas bóias que permitissem abranger a maior área possível do estuário e que, simultaneamente garantissem a colocação dos recetores à mesma profundidade pré-definida. No estuário optou-se por utilizar boias do Porto da Figueira da Foz, evitando com isso (ao colocar outras estruturas no estuário do Rio Mondego) eventuais conflitos com atividades como a pesca, navegação de recreio e comercial.

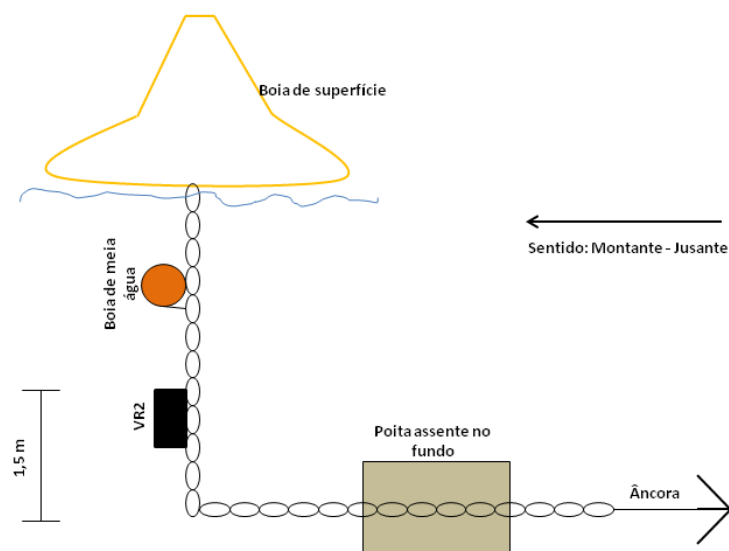


Figura 3.3. Representação esquemática do sistema poita-boia utilizado para colocar o recetor acústico de biotelemetria



Figura 3.4. Montagem (a) e transporte (b) do sistema poita-boia utilizado para colocar os recetores acústicos de biotelemetria.



Figura 3.5. Exemplo de bóia de sinalização à navegação existente no estuário do Rio Mondego.



No mês de outubro, dois mergulhadores com escafandro autónomo, colocaram os aparelhos VR2w nas estruturas de suporte. Os recetores foram fixos a um cabo com braçadeiras de plástico que, por sua vez, ficou preso às correntes que ligavam a boia de superfície à poita através de dois mosquetões de aço marítimo (um em cada extremidade) para facilitar o procedimento de colocação e posterior recuperação para descarregamento dos dados recolhidos (Fig.3.6.a).

O número de série de cada recetor foi registado e associado a uma localização, tendo sido posteriormente levado pelos mergulhadores até à profundidade pretendida e acoplado à corrente de fixação (Fig.3.6.b), de modo a garantir a sua permanência numa posição vertical na coluna de água que maximizasse a eficiência na receção do sinal acústico.

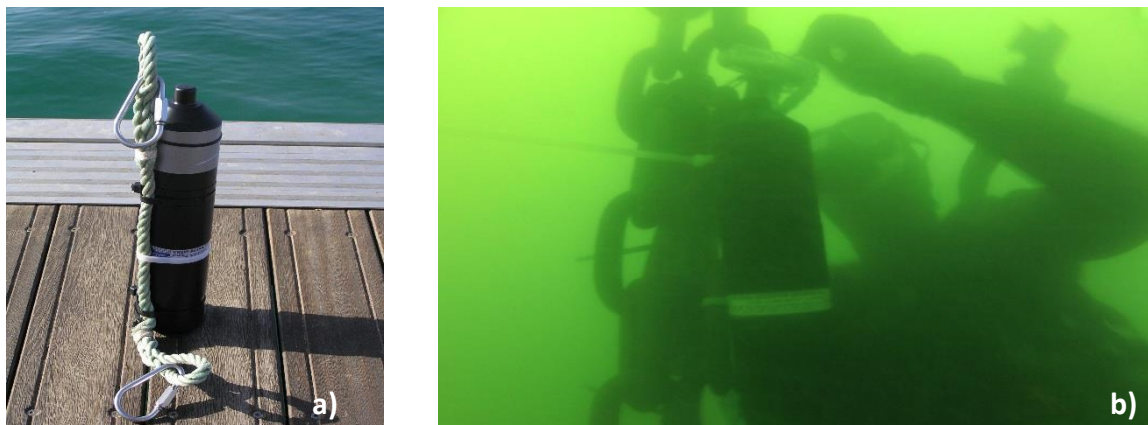


Figura 3.6. Exemplo de VR2w pronto a ser colocado (a) e respetiva colocação (b).

## FASE 2 – Captura de enguias prateadas

A captura de enguias prateadas foi, inicialmente, realizada durante a campanha de amostragem realizada no outono de 2014 (ver na secção “Taxa de prateação”). Tendo em conta as características dos transmissores utilizados (7 x 22,5 mm; peso no ar: 1,8 g; peso na água: 1 g; tempo médio de vida: 197 dias), e respeitando a regra dos 2% do TBWR (“Total Body Weight Ratio”), eram pretendidos indivíduos com um peso total superior a 90 g, equivalendo a indivíduos com um tamanho aproximado de 400 mm. Contudo, devido ao escasso número de exemplares desta classe, optou-se por selecionar, para o presente estudo, os indivíduos com um peso superior a 60 g (correspondendo o peso do transmissor, no ar, a 3% do peso total dos indivíduos). De maneira a ter uma amostra o mais significativa possível, o esforço de pesca foi aumentado em termos de tempo e área coberta. Assim, a área pescada estendeu-se para o Rio Arunca (Fig.3.1.), um afluente já situado no Baixo Mondego, pescando-se em toda área até ao final do mês de dezembro.

Os indivíduos selecionados para a colocação dos transmissores foram mantidos, durante um período inferior a 3 semanas, num tanque com uma capacidade máxima de 600 L, em sistema fechado, com a água a uma temperatura próxima da registada no Rio Mondego.

## FASE 3 – Marcação e libertação dos exemplares

A implantação cirúrgica dos transmissores V7 foi iniciada com a anestesia dos exemplares, utilizando para tal uma solução de 2-fenoxietanol numa concentração de 0,6 ml.L<sup>-1</sup>. Antes de iniciar o procedimento cirúrgico, foram feitas as medições morfométricas já referidas atrás (ver na secção “Taxa de prateação”) para confirmar o estado de prateação dos exemplares. Em seguida, os exemplares

foram colocados numa mesa em forma de V, com o ventre virado para o observador, onde foi feita uma incisão (10 mm) expondo a cavidade abdominal, permitindo assim a inserção do transmissor (Anexo II). Uma vez que a incisão não permitiu a visualização das gónadas não foi possível identificar o sexo dos indivíduos. Assim, consideraram-se fêmeas os indivíduos com um comprimento total maior que 450 mm, sendo os restantes considerados machos (Durif *et al.*, 2005). A todos os exemplares foi ainda implantado um PIT *tag* (“Passive Integrated Transponder”) (Biomark) para detetar uma eventual passagem dos exemplares pela passagem para peixes no Açude-Ponte Coimbra, onde se encontra instalada uma antena de deteção fixa.

No fim do processo os indivíduos foram colocados num tanque de contenção equipado com filtro biológico, sistema de oxigenação e a uma temperatura idêntica à que se verificava no rio na altura do procedimento, onde foi possível recuperar do procedimento cirúrgico durante a noite, antes de serem libertados na manhã do dia seguinte. Nenhum indivíduo apresentou sinais de ter ficado fragilizado pelo procedimento cirúrgico nem alterações comportamentais provocadas pela implantação do transmissor, apresentando movimentos natatórios normais pouco tempo antes de terem sido libertados.

A marcação decorreu em 3 noites distintas, tendo sido marcadas 23 enguias prateadas dentro da classe dimensional [329 mm – 634 mm]. No primeiro dia, 25 de outubro de 2014 foram marcadas 12 enguias. No dia 26 de novembro foram marcados mais dois indivíduos e no dia 22 de dezembro os restantes 9 indivíduos (Tab.3.2.).

Após o período de recuperação os indivíduos foram libertados (Anexo II) junto à localidade de Miro (estação de amostragem MM3; ver Cap.II), por ser um local situado a jusante da confluência com o Rio Alva e simultaneamente a montante do primeiro recetor (Fig.3.7.).

#### FASE 4 – Deteção acústica das enguias prateadas

A recolha dos recetores VR2w foi efetuada em duas fases. A primeira fase decorreu no dia 27 de março de 2015, altura em que foram recolhidos os dados dos VR2w situados entre Penacova e Coimbra (VR2#1 – VR2#4). Esta recolha preliminar prendeu-se com o facto de se quererem salvaguardar os dados já obtidos, prevenindo assim perdas de informação. Os restantes recetores (VR2#5 – VR2#8), situados na zona do estuário, não foram recolhidos pela dificuldade em mergulhar nesta altura do ano. A recolha definitiva de todos os VR2w foi feita em dois dias distintos, 6 e 7 de julho.

Para determinar se algum dos exemplares ficou retido nalgum local, quer por atraso ou interrupção da migração, quer por morte do indivíduo, foram realizadas, no mês de abril, duas noites de tracking manual, recorrendo a um recetor acústico manual (VR100, Vemco) com um hidrofone omnidirecional acoplado. A razão deste tracking prende-se com o tempo útil de vida estimado para os transmissores (197 dias). Uma vez que as marcações ocorreram em outubro, novembro e dezembro, e o tempo de vida útil dos transmissores estar previsto até abril, maio e junho, respetivamente, o tracking manual apenas foi feito uma vez. Desta forma, nas noites de 25-26 e 26-27 de abril, dois observadores desceram, numa embarcação a remos, o troço do rio entre a zona a montante do recetor VR2#1 (~1 km) e os recetores localizados em Coimbra (VR2#2 e VR2#3) (~25 km).

Na primeira noite foi feito um troço de aproximadamente 15 km, entre o local de início do tracking e a localidade do Casal da Misarela (Fig.3.7.).

Na segunda noite foi percorrido o restante troço, ou seja, entre o Casal da Misarela e o segundo recetor (VR2#2) (~10 km) (Fig.3.8.).

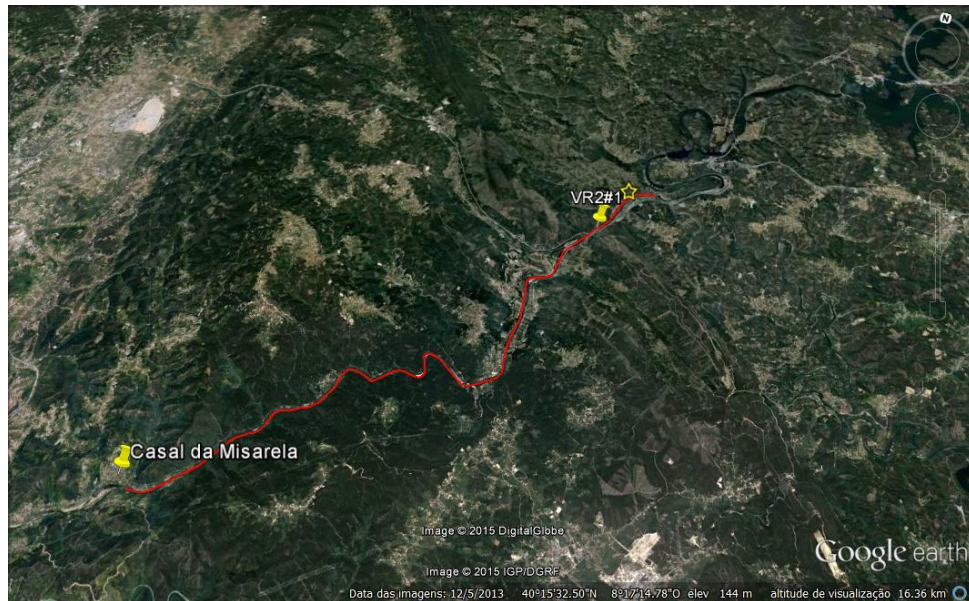


Figura 3.7. Troço de “tracking” manual efetuado durante a noite de 25 para 26 de abril. A estrela amarela indica o local de libertação dos indivíduos marcados.

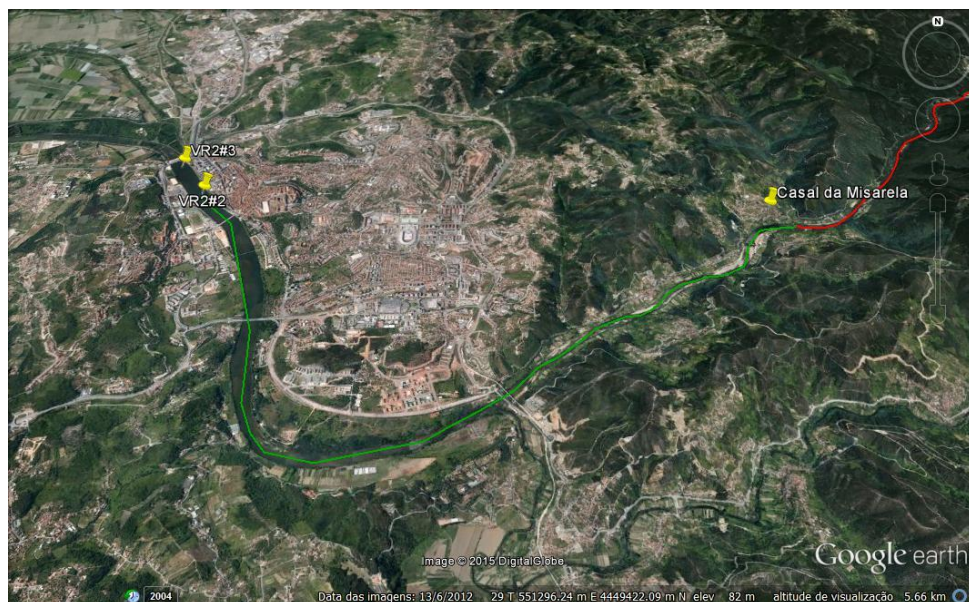


Figura 3.8. Troço de “tracking” manual efetuado durante a noite de 26 para 27 de abril.

Tabela 3.2. Dados morfométricos dos indivíduos utilizados para cálculo da taxa de fuga de reprodutores de enguia-europeia

Indivíduo	CT (mm)	Peso (g)	I <sub>o</sub>	I <sub>b</sub>	Data de marcação	Data de libertação	Sexo*
<i>Ep#1</i>	391	76,34	10,05	4,70	25-10-2014	26-10-2014	M
<i>Ep#2</i>	369	87,68	8,80	5,35	25-10-2014	26-10-2014	M
<i>Ep#3</i>	351	61,84	8,81	4,92	25-10-2014	26-10-2014	M
<i>Ep#4</i>	334	66,68	8,44	5,57	25-10-2014	26-10-2014	M
<i>Ep#5</i>	595	283,32	6,58	4,52	25-10-2014	26-10-2014	F
<i>Ep#6</i>	361	81,87	9,23	5,37	25-10-2014	26-10-2014	M
<i>Ep#7</i>	387	113,88	11,55	5,30	25-10-2014	26-10-2014	M
<i>Ep#8</i>	373	91,98	8,75	5,51	25-10-2014	26-10-2014	M
<i>Ep#9</i>	372	83,74	7,70	5,23	25-10-2014	26-10-2014	M
<i>Ep#10</i>	456	144,82	8,13	4,85	25-10-2014	26-10-2014	F
<i>Ep#11</i>	413	94,4	8,46	4,69	25-10-2014	26-10-2014	M
<i>Ep#12</i>	338	66,83	7,78	4,67	25-10-2014	26-10-2014	M
<i>Ep#13</i>	581	273,71	6,43	4,48	26-11-2014	26-11-2014	F
<i>Ep#14</i>	395	90,52	10,38	5,46	26-11-2014	26-11-2014	M
<i>Ep#15</i>	522	256,99	7,06	4,11	22-12-2014	23-12-2014	F
<i>Ep#16</i>	582	374,95	12,55	5,36	22-12-2014	23-12-2014	F
<i>Ep#17</i>	580	366,61	7,90	4,76	22-12-2014	23-12-2014	F
<i>Ep#18</i>	613	395,62	6,93	4,27	22-12-2014	23-12-2014	F
<i>Ep#19</i>	634	531,32	11,23	5,34	22-12-2014	23-12-2014	F
<i>Ep#20</i>	626	535,25	8,59	4,66	22-12-2014	23-12-2014	F
<i>Ep#21</i>	575	373,97	7,31	4,46	22-12-2014	23-12-2014	F
<i>Ep#22</i>	338	66,25	9,61	5,27	22-12-2014	23-12-2014	M
<i>Ep#23</i>	329	73,39	8,31	5,05	22-12-2014	23-12-2014	M
<b>Média</b>	<b>456,87</b>	<b>199,65</b>	<b>8,73</b>	<b>4,96</b>			

(CT- comprimento total, peso, I<sub>o</sub> - índice ocular, I<sub>b</sub> - índice da barbatana peitoral; Data de marcação e libertação dos exemplares); \* determinação do sexo dos indivíduos segundo o critério definido por Durif et al. (2005) (M – Macho: indivíduos < 45 cm; F – Fêmeas: indivíduos > 45 cm).



### 3.2.4. Análise de dados e procedimentos estatísticos

#### Taxa de prateação

A taxa de prateação ( $T_P$ ) foi calculada tendo em conta a proporção de indivíduos que apresentam um estado de pré-migração ( $E_P$ ) dentro do total de indivíduos ( $E_T$ ) capturados durante a época de amostragem, conforme descrito pela Eq.6 Foi ainda calculada a mesma proporção mas apenas para os indivíduos com um comprimento total superior a 300mm.

$$T_P = \frac{E_P}{E_T} * 100 \quad (6)$$

#### Estrutura dimensional das enguias prateadas

De maneira a obter a estrutura dimensional da população de enguias amarelas e enguias prateadas foram feitos histogramas com os CPUE's distribuídos pelas classes dimensionais para ambas as frações da população no troço de rio estudado. Os histogramas foram obtidos recorrendo ao *software Microsoft Office Excel 2007*.

O coeficiente de condição (K) foi calculado para as duas frações da população recorrendo à Eq.3:

$$K = (PT/CT^b) * 100 \quad (3)$$

onde "PT" é o peso total (g), "CT" o comprimento total (cm) e "b"=3, assumindo um crescimento isométrico, uma vez que não foi determinado o sexo.

O coeficiente de condição (K) foi comparado graficamente, em relação ao comprimento total dos indivíduos, para ambas as frações da população. Os gráficos foram obtidos com o *software Microsoft Office Excel 2007*.

Para identificar eventuais diferenças no coeficiente de condição K entre amarelas e prateadas foi efetuado um teste não-paramétrico de Mann-Whitney U onde, na fração das amarelas apenas foram utilizados indivíduos com um comprimento total maior que 300 mm.

O teste não-paramétrico de Mann-Whitney U foi realizado com auxílio do *software IBM SPSS Statistics 21* (IBM Corporation, North Castle Drive, USA). O nível de significância utilizado foi de 0,05.

#### Fuga de reprodutores

A percentagem de fuga de reprodutores ( $T_F$ ) de enguia-europeia foi obtida tendo em conta o número de indivíduos marcados (Tab.3.2.) que foram detetados no recetor VR2#7 ( $E_M$ ), colocado na zona do estuário do rio Mondego (Tab.3.1.) como demonstra a Eq.7.

$$T_F = \frac{E_M}{E_T} * 100 \quad (7)$$

#### Comportamento migratório

O comportamento migratório dos indivíduos marcados será descrito tendo em conta os seguintes descritores: velocidade de migração ( $\text{km dia}^{-1}$ ) total e em 2 troços do rio (Penacova – Coimbra [ $\sim 25$  km] e Coimbra – F. Foz [ $\sim 42$  km]); atividade circadiana de migração ( $n^\circ$

detecções hora<sup>-1</sup>); interação de alguns fatores abióticos com a atividade migratória. Estes descritores apenas foram obtidos e analisados para os 7 indivíduos que se considera terem atingido o oceano Atlântico.

O nível de significância de todas as análises foi de 0,05.

#### Velocidade aparente de migração

A velocidade de migração entre os 2 troços do rio foi comparada recorrendo para isso a um teste-t emparelhado. Para isso recorreu-se ao *software IBM SPSS Statistics 21* (IBM Corporation, North Castle Drive, USA).

#### Atividade circadiana de migração

O tratamento dos dados referentes à atividade circadiana de migração foi efetuado com recurso ao *software Microsoft Office Excel 2007*.

#### Interação de fatores abióticos com a atividade migratória

A interação dos fatores abióticos com a atividade migratória foi obtida utilizando para o efeito modelos GLM ("*Generalized Linear Model*"), recorrendo ao *software RStudio v0.99.486* (RStudio, Inc., Boston, USA) e aos respetivo pacote de programas "MASS" e respectivas funções (Venables e Ripley, 2002). O intervalo de tempo utilizado nesta componente compreendeu o período de tempo desde a primeira libertação de indivíduos marcados (26/10/2014) até à última deteção (1/2/2015). O número de dias correspondentes ao período do estudo foi dividido em dois de maneira a ter uma diferenciação entre o período noturno e diurno.

Os GLM são extensões dos modelos lineares simples que permitem incorporar distribuições não normais das variáveis resposta e transformações das variáveis dependentes (McCullagh e Nelder, 1989) o que, para o caso, é de especial relevância tendo em conta o elevado número de zeros que compõem as variáveis resposta e a sua assimetria de distribuição.

De maneira a tentar determinar as variáveis que interagem na atividade migratória e que melhor explicam o despoletar da migração (deteção/não deteção em cada dia) e que favorecem este movimento (nº de deteções por dia, em cada recetor VR2w, sendo que quando um indivíduo era detetado várias vezes num recetor apenas se contabilizou como uma deteção) foi aplicada uma abordagem delta (Vinagre *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2010) gerando modelos que estimam: 1) a probabilidade de deteção em cada dia, utilizando uma distribuição binomial e uma função de ligação logit e 2) o nº de deteções por dia, utilizando uma distribuição Gamma e uma função de ligação log, neste caso depois de excluir valores nulos da variável resposta.

As variáveis explicativas tidas em conta foram caudal do rio Mondego [m<sup>3</sup>/s], medido no Açude-Ponte (APA, dados não publicados); condutividade [µS cm<sup>-1</sup>], turbidez da água [FNU] e temperatura da água [°C] medidas pela sonda multiparamétrica (EXO2 Water Quality Sonde) colocada na PPP; fuso horário [dia-noite, de acordo com o raiar da aurora e ocaso de cada dia] e fase da lua (Quarto Crescente, Lua Cheia, Quarto Minguante, Lua Nova), segundo o Observatório Astronómico de Lisboa.

Previamente, de modo a verificar a existência de redundância entre variáveis, foi aplicada uma correlação de Spearman (tendo em conta a distribuição não-normal das variáveis) recorrendo ao *software IBM SPSS Statistics 21* (IBM Corporation, North Castle Drive, USA). No caso de existência de correlação entre duas variáveis era mantida a que, potencialmente, poderá ter uma influência mais direta no movimento migratório.

O processo escolhido, em ambos os modelos gerados, para a seleção do melhor modelo foi o critério de seleção “stepwise” AIC (“*Akaike information criterion*”), que se baseia na estimativa da informação perdida pelo modelo, pelo que deve ser o mais baixo possível. Este processo foi feito utilizando a função “step.AIC” do pacote de programas “MASS” para selecionar entre o modelo nulo (modelo que considera apenas 1 parâmetro para todas as observações) e o modelo saturado (modelo que considera que cada observação dos dados têm o seu parâmetro próprio (modelo com  $n$  parâmetros)) o modelo que menor perda de informação tem (menor valor de AIC). O melhor modelo considerado foi aquele em que, ao adicionar uma nova variável o valor de AIC do seguinte modelo não variava mais de 2 valores.

Em seguida foi feita uma ANOVA com o teste do  $\chi^2$  de modo a verificar a significância das variáveis no modelo.

O nível de significância de todos os passos da modelação foi de 0,05.

### 3.3. Resultados

#### Taxa de prateação

Na amostragem realizada durante o outono de 2014 foram capturadas 445 enguias no total, sendo que destas 16 evidenciavam as características já referidas, indicativas do estado de pré-migração, bem como um índice ocular ( $I_o$ ) > 6,5 (Pankhurst, 1982). Assim a taxa de prateação é estimada em 3,6%.

A mesma taxa mas obtida apenas para os indivíduos com um comprimento total > 300mm é estimada em 24,6% ( $N_{\text{total}}=65$ ;  $N_{\text{prateadas}}=16$ ).

#### Estrutura dimensional das enguias prateadas

A estrutura dimensional de ambas as frações da população de enguia (amarelas e prateadas) tendo por base a amostragem realizada durante o outono é apresentada na Figura 3.9., onde se verifica que as enguias prateadas apenas surgem em classes maiores que 300 mm. Tendo em conta a distinção sexual feita pelo tamanho dos indivíduos (ver “Trabalho de campo” deste capítulo) verifica-se que a abundância de machos, entre as prateadas, é superior à das fêmeas.

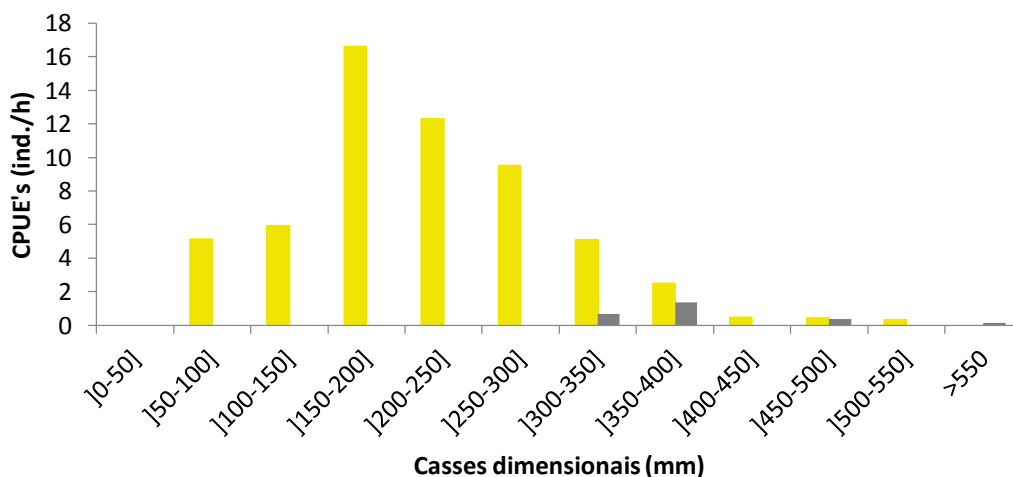


Figura 3.9. Estrutura dimensional de ambas as frações da população: enguias amarelas (■) vs enguias prateadas (■).

A comparação entre o coeficiente de condição (K) e o comprimento total dos indivíduos revelou que o coeficiente sofre alterações à medida que aumenta o comprimento (Fig.3.10.a,b), indicando um aumento com o comprimento no caso das enguias amarelas e um ligeiro decréscimo no caso das prateadas.

O teste não-paramétrico de Mann-Whitney U revelou diferenças estatisticamente significativas entre os coeficientes de condição (K) de enguias amarelas e prateadas, evidenciando um ligeiro aumento do coeficiente nas enguias prateadas (Tab.3.3.).

Tabela 3.3. Resultado do teste não-paramétrico de Mann-Whitney U para comparar o coeficiente de condição (K) entre enguias amarelas e enguias prateadas

	Amarelas	Prateadas	Mann-Whitney
<b>N</b>	67	16	
<b>Média dos "ranks"</b>	37,73	59,88	U=250; $p<0,01$

N- número de indivíduos.

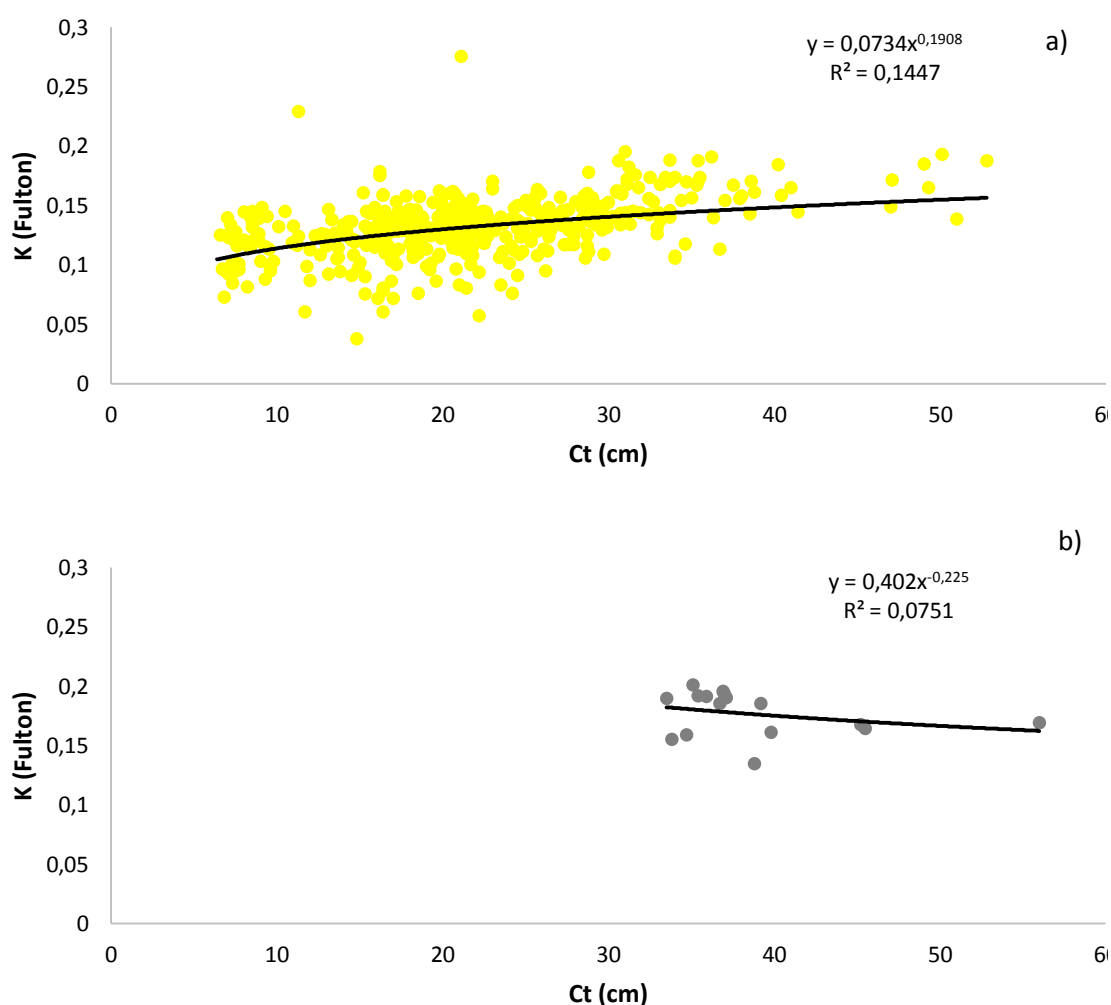


Figura 3.10. Relação entre o coeficiente de condição K de Fulton e o comprimento total (Ct) para: a) enguias amarelas e b) enguias prateadas.

### Fuga de reprodutores

Todos os 8 recetores VR2 (100%) colocados foram capazes de detetar pelo menos uma vez um dos indivíduos marcados. No total de todos os recetores foram feitas 10024 deteções.

Dois dos recetores, VR2#4 e VR2#8 (Tab.3.1.), apresentam percentagens de deteção bastante baixas, 13% ( $N_{\text{enguais}} = 3$ ) e 8,7% ( $N_{\text{enguais}} = 2$ ), respetivamente. No caso do VR2#8, este será descartado de futuras análises, inclusive da taxa de fuga de reprodutores, por se considerar que a ineficácia de deteção estará sobretudo ligada à zona com um forte hidrodinamismo e pela largura da boca do rio que tem que cobrir (c.a. 0,4 km), onde o mesmo foi colocado.

O recetor com maior percentagem de deteção foi o VR2#1, 82,6% ( $N_{\text{enguais}} = 19$ ), principalmente por se encontrar bastante próximo da zona de libertação dos indivíduos (c.a. 1,2km a montante). Ainda assim, dos 23 indivíduos marcados 4 (17,4%) não foram detetados em nenhum recetor, incluindo no VR2#1, não se conhecendo o destino destes indivíduos.

A fuga de reprodutores de enguia-europeia na Bacia Hidrográfica do Rio Mondego é estimada em 30,4%, tendo em conta que no recetor VR2#7 foram detetadas 7 enguias do total de 23 marcadas.

Durante o “tracking” manual foi possível detetar 3 indivíduos, 2 (EP#9 e EP#21) na primeira noite a jusante do primeiro recetor (VR2#1) (Fig.3.11.a) e 1 (EP#8) na segunda noite já próximo de Coimbra (Fig.3.11.b).

No caso dos indivíduos EP#9 e EP#21, apesar de terem sido libertados com cerca de um mês de diferença (Tab.3.2.), a primeira deteção de ambos só aconteceram no mês de abril de 2015, sendo no caso do indivíduo EP#21 detetado até ao mês de julho de 2015. O indivíduo EP#8 já havia sido detetado em outubro de 2014 no VR2#1.

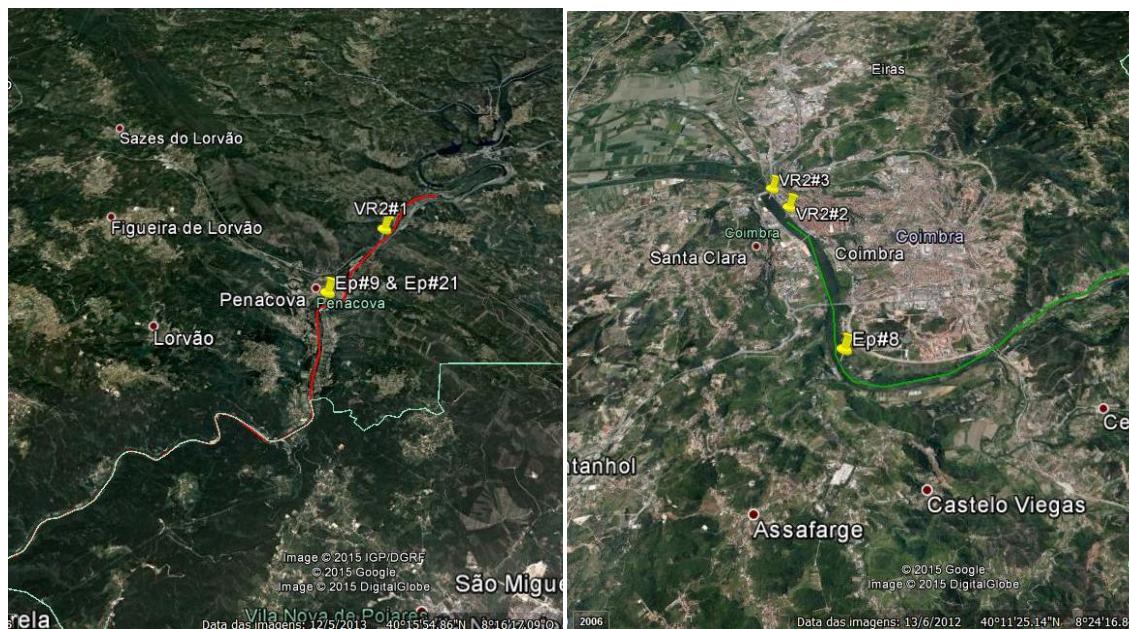


Figura 3.11. Deteções de indivíduos durante o “tracking” manual realizado na primeira noite (a) e na segunda noite (b).

### Comportamento migratório

Tendo em conta apenas os 7 indivíduos que foram detetados no VR2#7, considerando-se assim que escaparam da Bacia Hidrográfica do Rio Mondego em direção aos locais de desova, foram obtidas algumas características da sua migração na fase continental. A data da última deteção no VR2#1 foi considerada como sendo a data de início da migração dos indivíduos, evitando assim contabilizar os dias em que os indivíduos se mantiveram na área de deteção do recetor (bastante próximo do local de libertação) sem que estejam de facto em migração. As deteções precedentes foram assim descartadas de futuras análises.

No total estes indivíduos foram detetados 638 vezes com uma média de deteções de 91 deteções por indivíduo [18 – 388].

#### Velocidade de migração

Os indivíduos demoraram em média 62 dias a percorrerem os cerca de 67km que separam o VR2#1 e VR2#7, sendo no entanto bastante variável com um intervalo entre 19 e 182 dias. Importa referir que os indivíduos demoraram em média 4 dias [0 dias – 12 dias] na transposição para jusante do Açude-Ponte de Coimbra, tendo em conta as deteções dos VR2#2 e VR2#3.

A velocidade de migração foi calculada em  $\text{kmdia}^{-1}$ , tendo em conta os mesmos 67km e o número de dias que os indivíduos demoraram a percorre-los. Assim, a média de velocidade de migração é estimada em  $2 \text{ kmdia}^{-1}$ , [ $0,4 \text{ kmdia}^{-1}$  –  $3,5 \text{ kmdia}^{-1}$ ].

No troço compreendido entre o VR2#1 e o VR2#3, o Médio Mondego, os indivíduos demoraram em média 29 dias [7 dias – 92 dias], deslocando-se, em média, com uma velocidade de  $2 \text{ kmdia}^{-1}$  [ $0,3 \text{ kmdia}^{-1}$  –  $3,6 \text{ kmdia}^{-1}$ ]. Os indivíduos percorreram o restante troço, isto é, entre o VR2#2 e o VR2#7, Baixo Mondego, demorando em média 9 dias [0 dias – 41 dias]. A média de velocidade foi  $19 \text{ kmdia}^{-1}$  com um intervalo entre  $1 \text{ kmdia}^{-1}$  e  $42 \text{ kmdia}^{-1}$ . O indivíduo EP#1 demorou apenas 14 horas para percorrer o troço entre o VR2#3 e o VR2#7.

A Fig.3.12. ilustra o resultado do “teste-t emparelhado”, obtido quando comparadas as velocidades dos indivíduos nos dois troços do rio (Médio versus Baixo Mondego), demonstrando a diferença estatística entre as velocidades ( $t=-2,578$ ,  $\text{sig.}=0,042$ ).

Paired Samples Test									
		Paired Differences					t	df	Sig. (2-tailed)
		Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean	95% Confidence Interval of the Difference				
					Lower	Upper			
Pair 1	VTroçoM - VTroçoJ	-16,80676106	17,25123495	6,520353927	-32,76149236	-,8520297605	-2,578	6	,042

Figura 3.12. Resultados do “teste t emparelhado” utilizado para comparar as diferenças entre os dois troços de rio estudados (Médio Mondego vs Baixo Mondego).

#### Atividade circadiana de migração

A Figura 3.13. ilustra os períodos do dia em que os indivíduos foram detetados com maior frequência, demonstrando um período de atividade sobretudo noturna, durante a migração no troço Penacova-Coimbra. O terceiro pico, entre as 15h e as 17h diz respeito, essencialmente, às deteções feitas já na zona do estuário.

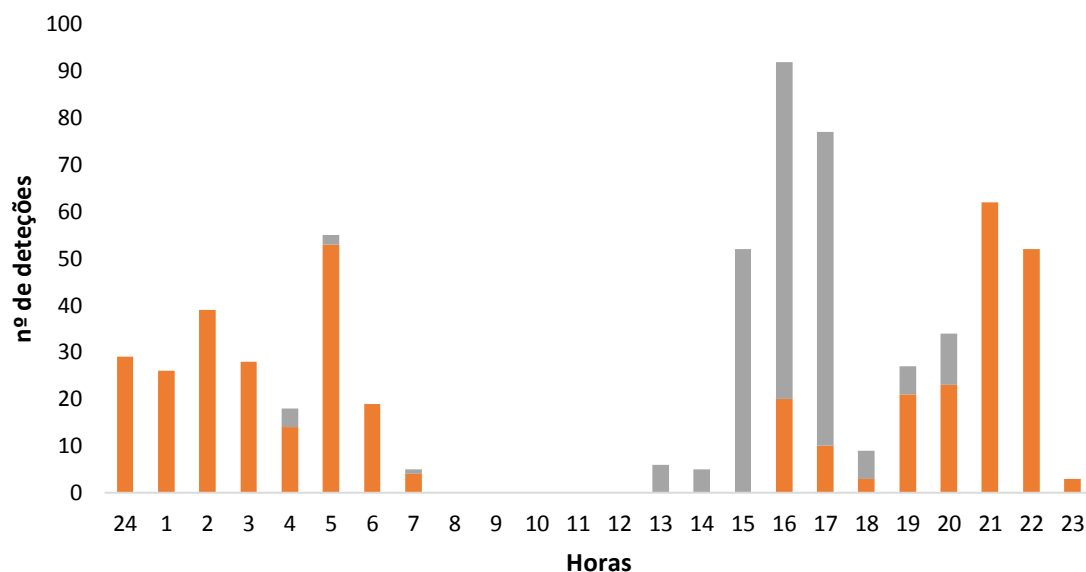


Figura 3.13. Número de deteções por hora no troço Penacova-Coimbra (■) e no estuário do rio Mondego (■).

#### Interação de fatores abióticos com a atividade migratória

O teste de Spearman realizado entre os vários preditores não identificou correlação entre nenhuma das variáveis. Desta maneira, os 5 preditores (caudal; condutividade; turbidez da água; temperatura da água; período do dia e fase da lua) foram mantidos na construção de ambos os modelos.

Tendo em conta que o método de seleção dos modelos foi com base no valor do critério AIC, serão apresentados os modelos criados com o respetivo valor AIC, sendo posteriormente discutido apenas o melhor modelo considerado.

Perante os resultados da modelação feita, e após a escolha do melhor modelo (Tab.3.4.), podemos observar que a migração parece ser despoletada pelo conjunto das variáveis condutividade, fase da lua, período do dia e turbidez. O modelo explica na sua totalidade 28,48% da variabilidade.

O aumento da condutividade e da turbidez parecem ter um ligeiro efeito no despoletar da migração. As fases da lua que têm maior efeito neste despoletar são a fase de Lua Cheia e Quarto Minguante, verificando-se que o período noturno é o preferencial para iniciar a migração. A Tabela 3.5. apresenta algumas considerações a ter em relação a estas variáveis.

Tabela 3.4. Escolha do melhor modelo para o despoletar da migração (destacado), com os respetivos valores de AIC, preditores (variáveis explicativas) e percentagem de explicação total do modelo escolhido

Binomial	AIC	Preditores	%Explicação total
Nulo	173,5		
Mod1	161,17	Cond.	
Mod2	152,42	Cond.+FL	
Mod3	144,23	Cond.+FL+FH	
<b>Mod4</b>	<b>136,65</b>	<b>Cond.+FL+FH+Turb.</b>	<b>28,48</b>
Mod5	135,59	Cond.+FL+FH+Turb.+Caudal	

Cond: condutividade; FL: fase da lua; FH: período do dia; Turb: turbidez.

Tabela 3.5. Preditores (variáveis explicativas) que constituem o modelo selecionado para o despoletar da migração e respectivos valores de coeficiente de regressão (Coef), deviance residual (Dev.Res.), *p-value* do teste de  $\chi^2$  e percentagem de explicação de cada preditor

<b>Binomial</b>				
<b>Preditores</b>	<b>Coef.</b>	<b>Dev. Res.</b>	<b><i>p-value</i> (<math>\chi^2</math>)</b>	<b>%Expl.</b>
Cond.	0,07	157,17	<0,001	8,35
FL		142,42	<0,01	8,60
LC	2,18			
QM	0,32			
FH		132,23	<0,01	5,94
Noite	1,73			
Turb.	0,03	122,65	<0,01	5,59
<b>%Explicação total</b>				<b>28,48</b>

O favorecimento da migração reprodutora parece ter como variáveis explicativas, após a seleção do melhor modelo, o caudal, a temperatura, a fase da lua e a condutividade (Tab.3.6.). O modelo explica na sua totalidade 77,84% da variabilidade. Como podemos observar na Tabela 3.7. o aumento de caudal, a diminuição da temperatura da água e a fase da lua explicam grande parte da variabilidade do modelo. As fases da lua que parecem favorecer mais a migração dos indivíduos são a fase de Quarto Crescente, Lua Cheia e Quarto Minguante.

Tabela 3.6. Escolha do melhor modelo para o favorecimento da migração (destacado), com os respectivos valores de AIC, preditores (variáveis explicativas) e percentagem de explicação total do modelo escolhido

<b>Gamma</b>	<b>AIC</b>	<b>Preditores</b>	<b>%Explicação total</b>
Nulo	91,34		
Mod1	77,6	Caudal	
Mod2	68,24	Caudal+Temp.	
Mod3	60,42	Caudal+Temp.+FL	
<b>Mod4</b>	<b>56,65</b>	<b>Caudal+Temp.+FL+Cond.</b>	<b>77,81</b>
Mod5	55,36	Caudal+Temp.+FL+Cond.+Turb	

Temp: temperatura; FL: fase da lua; Cond: condutividade; Turb: turbidez.

Tabela 3.7. Preditores (variáveis explicativas) que constituem o modelo selecionado para o favorecimento da migração e respectivos valores de coeficiente de regressão (Coef), deviance residual (Dev.Res.), *p-value* do teste de  $\chi^2$  e percentagem de explicação de cada preditor.

<b>Gamma</b>				
<b>Preditores</b>	<b>Coef.</b>	<b>Dev. Res.</b>	<b><i>p-value</i> (<math>\chi^2</math>)</b>	<b>%Expl.</b>
Caudal	0,04	6,97	<0,001	39,34
Temp.	-0,09	4,83	<0,001	18,62
FL		3,08	<0,001	15,23
QC	0,68			
LC	0,5			
QM	0,83			
Cond.	0,01	2,55	<0,05	4,62
<b>%Explicação total</b>				<b>77,81</b>



### 3.4. Discussão

A metodologia empregue no presente trabalho permitiu de uma forma eficaz a estimativa tanto da taxa de prateação na população do rio Mondego como da taxa de fuga dos reprodutores de enguia-europeia.

A distinção dos indivíduos prateados recorrendo a características externas como a diferente coloração entre as partes dorsal e ventral dos indivíduos, o aumento dos olhos em relação ao tamanho da cabeça, a maior conspicuidade da linha lateral, o escurecimento das barbatanas peitorais e caudal e posterior confirmação do  $l_0 > 6,5$  (Pankhurst, 1982) é vastamente utilizado em trabalhos deste género com resultados bastante fiáveis (p.e.: Feunteun *et al.*, 2000; Winter *et al.*, 2006; Breteler *et al.*, 2007; Acou *et al.*, 2009; Aarestrup, *et al.*, 2010).

Tendo em conta que em Portugal não existem trabalhos que se debrucem sobre a taxa de prateação nem sobre a migração dos reprodutores de enguia-europeia torna-se impossível qualquer comparação com casos de estudo em bacias hidrográficas portuguesas. Contudo, os resultados não parecem divergir muito de outros mesmo que feitos em diferentes locais do limite de distribuição da espécie (Feunteun *et al.*, 2000; Breteler *et al.*, 2007; Acou *et al.*, 2009; MacNamara e McCarthy, 2014).

Os resultados do presente trabalho demonstram que na Bacia Hidrográfica do Rio Mondego a população de enguia-europeia apresenta uma taxa de prateação de 3,6%. Este resultado encontra-se abaixo do estimado no PGE português que, extrapolando do “*Plan de Gestion Anguille de la France – Volet National*”, estimava uma taxa de prateação para o território nacional de 5% (PGE). Comparando com alguns trabalhos realizados sobretudo em bacias hidrográficas francesas, alemãs e irlandesas (Feunteun *et al.*, 2000; Breteler *et al.*, 2007; Acou *et al.*, 2009; MacNamara e McCarthy, 2014), o resultado é bastante inferior. Contudo, quando comparando com os trabalhos que apresentam as menores bacias hidrográficas em termos de área (Feunteun *et al.*, 2000; Acou *et al.*, 2009), os resultados do presente trabalho aproximam-se mais, ainda que continuem inferiores.

Segundo Lopes (2013), e indo ao encontro de Vøllestad *et al.* (1992), parece existir um tamanho mínimo, no caso dos machos, para iniciarem a transformação para enguia-prateada que é função da distância aos locais de postura (*i.e.* latitude), uma vez que as reservas lipídicas aumentam linearmente com o tamanho dos indivíduos (Edisbury *et al.*, 1937). Isto explica também o porquê das fêmeas necessitarem de atingir maiores tamanhos, uma vez que a maturação dos ovários é um processo com maiores consumos energéticos. Tendo em conta os resultados do presente trabalho, e corroborando o de outros autores (p.e.: Feunteun *et al.*, 2000; Acou *et al.*, 2009; Lopes, 2013), 300mm parece ser o tamanho mínimo que é necessário para se iniciar a transformação para enguia-prateada. Contudo, Domingos (2003) capturou, no rio Mondego, um macho prateado com 274mm, ainda assim próximo do valor de 300mm e tendo também em conta que o comprimento médio dos machos de enguia-prateada neste trabalho ter sido 320mm.

Assim, e uma vez que os 300mm parecem ser o tamanho mínimo para os indivíduos iniciarem a transformação para enguia prateada, a taxa de prateação estimada tendo apenas em conta os indivíduos  $\geq 300$ mm para é de 24,6%.

A baixa taxa de prateação verificada no presente trabalho pode dever-se a perda de oportunidade do período ótimo na captura de prateadas. Tendo em conta que o mês de

setembro de 2014 foi anormalmente chuvoso (IPMA) e que as amostragens foram iniciadas apenas em outubro do mesmo ano, atendendo ainda que uma grande percentagem das enguias que migram o faz num curto período de tempo (Feunteun *et al.*, 2000; Cullen *et al.*, 2003; Winter *et al.*, 2006) e que o aumento do caudal médio do rio é apontado como um dos principais fatores que despoletam a migração (Feunteun *et al.*, 2000; Behrmann-Godel e Eckmann, 2003; Cullen *et al.*, 2003; Durif *et al.*, 2008; Marohn *et al.*, 2014; Stein *et al.*, 2014; Stein, 2015), a taxa de prateação aqui calculada pode estar subestimada por a migração se ter iniciado mais cedo do que o previsto. A continuação deste tipo de trabalhos permitirá confirmar, ou não, esta subestimação, consubstanciando o conhecimento sobre esta fase do ciclo de vida da espécie.

A condição do indivíduo desempenha um papel determinante na migração dos reprodutores de enguia europeia (Durif *et al.*, 2006) não sendo por isso anormal o aumento do coeficiente de condição corporal (K) nas enguias prateadas mesmo tendo em conta que o número de indivíduos analisados é reduzido quando comparado com o número de enguias amarelas.

A metodologia empregue no cálculo da taxa de fuga de enguias prateadas da Bacia Hidrográfica do Rio Mondego permitiu não só calcular com sucesso essa taxa como tecer algumas considerações sobre o comportamento de migração da espécie em dois troços do Rio Mondego. De facto, a utilização de técnicas de telemetria acústica tem possibilitado, com excelentes resultados, determinar esta taxa compreendendo também o comportamento migratório da espécie na fase dulçaquícola da sua migração (Behrmann-Godel e Eckmann, 2003; Pedersen *et al.*, 2012; McCarthy *et al.*, 2013; Bultel *et al.*, 2014) e mesmo no início da fase marinha da mesma (Aarestrup *et al.*, 2010).

A taxa de fuga calculada em 30,4% apresenta-se como um resultado que não é muito díspar dos calculados em outras bacias hidrográficas ao longo do limite de distribuição da espécie (Behrmann-Godel e Eckmann, 2003; Pedersen *et al.*, 2012; McCarthy *et al.*, 2013; Bultel *et al.*, 2014; Aarestrup *et al.*, 2010) o que também comprova a eficácia da metodologia utilizada. Uma vez que em Portugal não existem trabalhos que façam o cálculo desta taxa em nenhuma bacia hidrográfica, a comparação com um caso de estudo português é impossível. Contudo, este valor vai de encontro ao estimado pelo PGE português (entre 10%-30% dos níveis históricos).

Apenas 4 dos 23 indivíduos que foram marcados não foram detetados em nenhum dos recetores durante o período em que estes estiveram ativos. O destino destes indivíduos é desconhecido sendo que o mau funcionamento dos transmissores é pouco provável, uma vez que foram detetados pelo hidrofone omnidirecional antes de serem libertadas no rio Mondego. Assim a causa mais provável das não deteções será a morte dos indivíduos após a sua libertação ou a eventual reversão do processo de prateação associado ao sedentarismo já conhecido na fase de enguia-amarela (Feunteun *et al.*, 2000).

Os restantes 12 indivíduos (excluindo as que atingiram o oceano Atlântico e os nunca detetados) apenas foram detetados no primeiro recetor VR2w. Para estes indivíduos são propostos três possíveis destinos, tendo também em conta as deteções dos 3 indivíduos durante o “tracking” manual: 1) morte do indivíduo no troço entre Penacova e Coimbra, sendo que a mortalidade pode ser atribuída à pesca que aqui se pratica ou predação sobretudo por parte da lontra, *L. lutra*, que se encontra presente neste troço; 2) retenção da migração e falha de deteção durante o “tracking” manual e 3) mau funcionamento do transmissor. A primeira hipótese ganha especial relevância tendo em conta a deteção do indivíduo EP#8 durante o “tracking” a jusante do primeiro recetor, já próximo de Coimbra, não sendo detetado até ao final do período de estudo nos recetores colocados em Coimbra. Contudo poderá também ter-se fixado entre a zona onde

foi detetada e os recetores de Coimbra. A retenção da migração é algo vastamente reportado ao longo do limite de distribuição da espécie (Feunteun *et al.*, 2000; Winter *et al.*, 2006; Aarestrup *et al.*, 2010) tendo sido inclusive descrito a regressão de alguns indivíduos em enguia amarela (Feunteun *et al.*, 2000). No presente trabalho é também possível identificar esta retenção da migração tendo em conta os dois indivíduos (EP#9 e EP#21) detetados na mesma noite em zonas bastante próximas. No caso do primeiro indivíduo, a primeira deteção no primeiro recetor (VR2#1) ocorreu na mesma noite em que o “*tracking*” foi realizado, sendo que foi detetado novamente no primeiro recetor dias depois. O segundo indivíduo já tinha sido detetado no primeiro recetor durante vários dias antes do “*tracking*” ocorrer sendo que continuou a ser detetado, intermitentemente, até julho de 2015. O “*tracking*” manual pode não ter sido eficaz na deteção dos restantes indivíduos que apenas foram detetados no primeiro recetor o que poderia confirmar, ou não, a morte dos indivíduos. Esta ineficácia, partindo do princípio que os indivíduos estavam vivos, pode dever-se sobretudo ao comportamento críptico da espécie que dificulta a sua deteção. Contudo ao ser feito de noite procurou-se minimizar este efeito tendo em conta a atividade circadiana da espécie é marcadamente crepuscular/noturna ( Winter *et al.*, 2005, 2006; Aarestrup *et al.*, 2008, 2010), confirmado também pelo presente estudo. Por fim, a última hipótese é a menos provável, uma vez que, como já foi referido, todos os indivíduos marcados foram detetados pelo hidrofone omnidirecional previamente à sua libertação e neste caso no primeiro recetor não sendo expectável uma avaria dos aparelhos a meio do período de estudo.

Aos sete indivíduos que conseguiram com sucesso escapar da Bacia Hidrográfica do Rio Mondego em direção aos locais de reprodução, foi possível avaliar algumas características da sua migração em fase dulçaquícola e estuarina. Embora a amostra não tenha o tamanho desejado foi possível verificar que existe uma grande variabilidade no tempo que os indivíduos demoram a percorrer o troço disponível até atingirem o oceano Atlântico. Foi também possível observar que esta migração é faseada no sentido em que os indivíduos apresentam paragens na sua migração, principalmente quando se deparam com um obstáculo. Este facto foi já comprovado em outras bacias hidrográficas onde esta espécie ocorre (p.e.: Behrmann-Godel e Eckmann, 2003; Winter *et al.*, 2006). No entanto, à medida que se deslocam para zonas mais a jusante no rio, talvez por receberem um “*input*” de água salobra, esta migração torna-se mais contínua e rápida, tendo existido um indivíduo (EP#3) que percorreu o troço Coimbra-F. Foz em apenas 14 horas (média<sub>inds.</sub>=9 dias), tendo este aumento de velocidade com a proximidade do oceano já sido descrito (Aarestrup *et al.*, 2010).

Os modelos GLM foram criados na tentativa de perceber que fatores abióticos podem influenciar a migração reprodutora destes indivíduos de dois pontos de vista distintos, o de verificar que ou quais as variáveis que despoletam a migração e verificar as variáveis que favorecem essa mesma migração, tendo em conta que a migração não é contínua. O modelo criado para o primeiro intuito, apesar de ter uma percentagem de explicação de variabilidade relativamente baixa (28,48%), identificou a condutividade como a variável com melhor percentagem de explicação embora os valores não difiram muito entre as variáveis. Durif *et al.* (2008) havia já identificado a condutividade como uma das variáveis que podem despoletar a migração. As fases da lua identificadas como responsáveis por despoletar o movimento, foram também elas já descritas como tendo um efeito neste sentido (Behrmann-Godel e Eckmann, 2003; Cullen *et al.*, 2003; Stein *et al.*, 2014; Stein, 2015), Contudo, Marohn *et al.* (2014) afirma que a fase da lua não tem qualquer influência. O modelo confirma também a preferência dos

indivíduos em migrarem durante o período noturno, sendo que (Behrmann-Godel e Eckmann, 2003) afirmam não existir relação entre a altura do dia e o período de migração. O aumento da turbidez apresenta-se como a variável menos explicativa contudo foi também ela já documentada como tendo efeito nesta migração (Durif *et al.*, 2008). Contudo este modelo deixa de fora o caudal e a temperatura da água, duas variáveis sobejamente descritas como tendo grande influência na migração para jusante dos indivíduos reprodutores (Feunteun *et al.*, 2000; Behrmann-Godel e Eckmann, 2003; Cullen *et al.*, 2003; Stein *et al.*, 2014; Stein, 2015; Marohn *et al.*, 2014). A baixa explicação do modelo pode estar também relacionada com uma deficiente identificação do início do movimento migratório já que o critério utilizado foi a deteção *per si* de cada dia e não o número total de deteções no dia, o que provoca uma igualdade estatística entre dias com valores dos preditores diferentes.

O segundo modelo apresenta uma percentagem de explicação significativamente maior (77,81%) do que o primeiro modelo criado. Este modelo, contrariamente ao primeiro identifica o aumento do caudal e a diminuição da temperatura da água como as duas variáveis que melhor explicam a variabilidade da resposta. Como referido anteriormente, o primeiro modelo deve ser analisado com alguma cautela, principalmente devido à sua percentagem total de explicação da variabilidade. No entanto, ambos os modelos consideram a condutividade e a fase da lua como variáveis que influenciam a migração da enguia prateada tanto ao nível do despoletar do movimento como influência no comportamento migratório.

## **4. Considerações Finais**

## Considerações Finais

No presente estudo foi feita uma caracterização da população de enguia-europeia da Bacia Hidrográfica do Rio Mondego tendo em conta a estrutura dimensional, etária, proporção de sexos, e condição corporal dos indivíduos. A variação da estrutura dimensional de jusante para montante revelou ser a típica da espécie, em que a abundância de indivíduos diminui à medida que nos deslocamos para montante no curso de água acompanhada pelo aumento do comprimento total dos indivíduos. A nova PPP construída no Açude-Ponte em Coimbra parece ter tido um efeito positivo na transposição para montante dos indivíduos de menores dimensões o que antes apenas acontecia em situações de elevado caudal com a abertura completa das comportas que constituem este obstáculo. A proporção de sexos encontrada na bacia hidrográfica favorece claramente os machos em detrimento das fêmeas, situação característica das zonas mais próximas do limite Sul de distribuição. Contudo, a fragmentação do rio Mondego pode ter um efeito sinérgico ao aumentar a densidade a jusante dos obstáculos favorecendo dessa forma a produção de machos, nomeadamente no troço a montante do Açude-Ponte de Coimbra.

As idades encontradas para a população estudada, na fase amarela, revelam que é uma população jovem, onde a idade máxima atingida pelos machos é 4 anos, atingindo as fêmeas até 7 anos de idade. Esta diferença está relacionada com a estratégia reprodutora da espécie, onde os machos tendem a abandonar as bacias hidrográficas em direção ao mar dos Sargaços mais cedo do que as fêmeas que precisam de um período de alimentação e crescimento mais longo para conseguirem acumular as reservas necessárias à maturação das gónadas e, ao mesmo tempo, a energia necessária para realizar a longa migração reprodutora. Com efeito, também o tamanho máximo atingido por ambos os sexos difere substancialmente, atingindo as fêmeas um maior comprimento total em relação aos machos. A condição dos indivíduos apresenta diferenças significativas entre machos e fêmeas, sendo no entanto este valor bastante mais reduzido quando comparado com trabalhos feitos em Portugal, nomeadamente na mesma bacia hidrográfica. A presença do parasita nemátode *A. crassus* ao longo do limite de distribuição da espécie é cada vez mais evidente e persistente, podendo ser apontada como umas das causas para este decréscimo da condição dos indivíduos. É então possível dizer, que com exceção da condição dos indivíduos, estas características da população se mantêm, mais ou menos, constantes nos últimos 30 anos.

A outra componente do trabalho incidiu sobre a fração de enguias prateadas da população do rio Mondego. Os resultados apresentados no presente estudo são pioneiros em Portugal tanto ao nível da determinação da taxa de prateação como na estimativa de fuga de reprodutores da bacia hidrográfica. A taxa de prateação calculada para a Bacia Hidrográfica do Rio Mondego (3,6%) é bastante baixa quando comparada com as calculadas noutras bacias ao longo do limite de distribuição da espécie. Contudo este valor não se afasta muito do valor estimado no PGE português (5%) que por sua vez foi extrapolado do PGE francês. Uma vez que parece existir uma convergência nos vários trabalhos feitos para determinar a taxa de prateação, para a existência de um tamanho mínimo (300 mm) a partir do qual os indivíduos parecem poder iniciar a sua transformação para enguia prateada, neste trabalho optou-se por apresentar uma alternativa ao cálculo da taxa de prateação onde é tido em conta apenas os indivíduos acima do tamanho

mentionado. No presente estudo a taxa de prateação calculada segundo este critério é de 24,6%.

A percentagem de indivíduos que com sucesso escapam da Bacia Hidrográfica do Rio Mondego, iniciando assim a migração oceânica em direção às áreas de postura no Mar dos Sargaços, foi calculada em 30,4%. Apesar de em Portugal não existir uma pesca dirigida às enguias prateadas, a fragmentação que se observa na maioria dos rios que servem de habitat à espécie pode colocar graves problemas durante a migração reprodutora para jusante ao atrasarem a migração ou, no caso de barragens com aproveitamento hidroelétrico, poderem ser responsáveis por elevadas taxas de mortalidade durante a transposição para jusante pelas turbinas. A presença de predadores naturais como a lontra ou o corvo-marinho tem também certamente impacto nesta percentagem. Futuros estudos deveriam incidir na percentagem de mortalidade que é atribuída a esta predação. O troço entre Penacova e Coimbra parece ter um efeito particularmente deletério nesta migração uma vez uma grande parte dos indivíduos não foram detetados nos recetores colocados em Coimbra. Contudo não é possível afirmar com certeza que os indivíduos morreram neste troço, tendo também em conta a deteção de três indivíduos durante o “tracking” manual, dois deles supostamente tendo apenas retardado a migração.

O comportamento migratório aqui descrito permitiu confirmar que durante esta fase da migração os indivíduos têm um comportamento essencialmente noturno durante a migração em fase dulçaquícola, sendo que no estuário o comportamento parece ser mais diurno/crepuscular. Esta dicotomia pode estar relacionada com a maior turbidez que se verifica no estuário, podendo camuflar o efeito do período do dia. A sua migração é faseada, sendo inicialmente mais lenta tornando-se mais rápida e contínua à medida que os indivíduos se deslocam para jusante.

Os modelos criados para tentar perceber a influência de algumas variáveis abióticas na migração destes indivíduos, tendo em conta o despoletar da migração e o favorecimento da mesma, sugerem que a condutividade e a fase da lua são as variáveis que mais influência têm nesta migração, uma vez que são as únicas variáveis referidas por ambos os modelos. Contudo o caudal do rio e a temperatura da água, sobejamente descritos como fatores que despoletam a migração, são apresentados no segundo modelo como as variáveis mais explicativas, o que, juntamente com a baixa explicação de variabilidade total do primeiro modelo, pode ser indicativo de que de facto estas duas variáveis têm uma grande influência na migração reprodutora dos indivíduos.

A replicação em curso da componente do trabalho que se refere ao estudo das enguias-prateadas permitirá o aumento da robustez dos dados aqui apresentados, nomeadamente da percentagem de fuga de reprodutores e de todo o seu comportamento migratório na fase dulçaquícola e estuarina da migração.

Esta segunda componente do trabalho permite dar, pela primeira vez, dar resposta ao PGE português, permitindo a partir de agora ter uma referência de um caso de estudo numa bacia hidrográfica portuguesa.

A população panmítica de enguia-europeia enfrenta graves problemas no que à sua conservação diz respeito, muito devido ao complexo ciclo de vida mas também, e sobretudo, aos impactos antropogénicos em ambos os meios que compreendem o seu ciclo de vida. Não menosprezando

os impactos que ocorrem no meio marinho, e que também eles colocam problemas à conservação da espécie, os impactos de origem antropogénica que se verificam no meio dulçaquícola, meio onde a espécie permanece a maior parte do seu ciclo, parecem ser bastante relevantes para o atual estatuto de conservação da espécie. Destes destaca-se a fragmentação do contínuo longitudinal dos cursos de água, pela existência de obstáculos, ao longo de todo o limite de distribuição da espécie, colocando graves problemas à livre dispersão da espécie na fase de crescimento do seu ciclo de vida mas também aquando da migração reprodutora impedindo-a ou atrasando-a. No caso da bacia hidrográfica em estudo, está prevista a construção de uma passagem específica para enguias no Açude-Ponte de Coimbra, a primeira em Portugal com este efeito, que poderá melhorar o acesso e colonização por parte da espécie ao troço do Médio Mondego.

No sentido de melhorar o estatuto de conservação da espécie a nível nacional, medidas como a anterior deveriam ser replicadas na maior escala possível em todas as bacias hidrográficas de Portugal, sendo criadas nos vários obstáculos passagens específicas, tanto no sentido de montante para o meixão e enguias amarelas, como no sentido jusante que permitam a passagem de enguias prateadas. Deveria também ser feito um esforço ainda maior no sentido de terminar com a pesca ilegal de meixão, uma vez que se apresenta como uma das maiores causas do declínio da espécie a nível nacional. O repovoamento de cursos de água, após a avaliação do estado ecológico dos mesmos, com meixão poderá apresentar-se também como uma hipótese válida mas são ainda necessários estudos para avaliar a adequabilidade desta medida.

Torna-se cada vez mais urgente perceber a dinâmica populacional da espécie em todas as fases do seu ciclo de vida, focando-se o presente trabalho na fase de crescimento da espécie (fase de enguia amarela) e na migração reprodutora, na fase dulçaquícola, que os reprodutores fazem (fase de enguia prateada). A componente do trabalho que recaiu sobre a fase de crescimento dos indivíduos ganha especial relevância pela alargada série temporal utilizada para avaliar a estrutura populacional da espécie. Os dados referentes à componente do trabalho realizado na fase de início da migração reprodutora ganham ainda maior relevância por, como já foi referido, serem os primeiros para uma bacia hidrográfica portuguesa, podendo servir de referência para futuros trabalhos desenvolvidos no mesmo sentido, mas também pelo claro incremento de conhecimento nesta área, contribuindo para dar resposta ao compromisso a que Portugal se encontra vinculado pelas instâncias europeias.



## **5. Referências Bibliográficas**

## Referências Bibliográficas

- Aarestrup K., Okland F., Hansen M.M., Righton D., Gargan P., Castonguay M., *et al.* (2009) Oceanic spawning migration of the European eel (*Anguilla anguilla*). *Science (New York, N.Y.)* **325**, 1660.
- Aarestrup K., Thorstad E., Koed A., Svendsen J., Jepsen N., Pedersen M., *et al.* (2010) Survival and progression rates of large European silver eel *Anguilla anguilla* in late freshwater and early marine phases. *Aquatic Biology* **9**, 263–270.
- Aarestrup K., Thorstad E.B., Koed a., Jepsen N., Svendsen J.C., Pedersen M.I., *et al.* (2008) Survival and behaviour of European silver eel in late freshwater and early marine phase during spring migration. *Fisheries Management and Ecology* **15**, 435–440.
- Acou A., Gabriel G., Laffaille P. e Feunteun E. (2009) Differential production and condition indices of premigrant eels in two small Atlantic coastal catchments of France. In: *American Fisheries Society Symposium*. pp. 250–281.
- Almeida P.R. e Quintella B.R. (2000) The migratory behaviour of the sea lamprey *Petromyzon marinus* L., observed by acoustic telemetry in River Mondego (Portugal). *Moore, A. & I. Russel (eds), Advances in fish telemetry*, 99–108.
- Almeida P.R., Quintella B.R. e Dias N.M. (2002) Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). *Hydrobiologia* **483**, 1–8.
- Anderson M.J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* **26**, 32–46.
- Anderson M.J., Gorley R.N. e Clarke K.R. (2008) PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods.
- Behrmann-Godel J. e Eckmann R. (2003) A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish* **12**, 196–202.
- Breteler J.K., Vriese T., Borcharding J. e Breukelaar A. (2007) Assessment of population size and migration routes of silver eel in the river Rhine: a two-year combined mark-recapture and telemetry study. *ICES Journal of Marine Science* **64**, 1450–1456.
- Bruijs M. e Durif C. (2009) Silver eel migration and behaviour. In: *Spawning Migration of the European Eel*. pp. 65–95.
- Bultel E., Lasne E., Acou A., Guillaudeau J., Bertier C. e Feunteun E. (2014) Migration behaviour of silver eels (*Anguilla anguilla*) in a large estuary of Western Europe inferred from acoustic telemetry. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **137**, 23–31.
- Buyse D., Mouton a. M., Stevens M., Van den Neucker T. e Coeck J. (2013) Mortality of European eel after downstream migration through two types of pumping stations.

- Fisheries Management and Ecology* **21**, 13–21.
- Cabral M.J., Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrando de Almeida N., Oliveira M.E., *et al.* (2005) *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza*. Lisboa.
- Calles O., Olsson I.C., Comoglio C., Kemp P.S., Blunden L., Schmitz M., *et al.* (2010) Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology* **55**, 2167–2180.
- Carpentier a., Marion L., Paillisson J.M., Acou a. e Feunteun E. (2009) Effects of commercial fishing and predation by cormorants on the *Anguilla anguilla* stock of a shallow eutrophic lake. *Journal of Fish Biology* **74**, 2132–2138.
- Chadwick S., Knights B., Thorley J.L. e Bark A. (2007) A long-term study of population characteristics and downstream migrations of the European eel *Anguilla anguilla* (L.) and the effects of a migration barrier in the Girnock Burn, north-east Scotland. *Journal of Fish Biology* **70**, 1535–1553.
- Clarke K.R. e Warwick R.M. (2001) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edition.
- Colombo G. e Grandi G. (1996) Histological study of the development and sex differentiation of the gonad in the European eel. *Journal of Fish Biology* **48**, 493–512.
- Colombo G., Grandi G. e Rossi R. (1984) Gonad differentiation and body growth in *Anguilla anguilla* L. *Journal of Fish Biology* **24**, 215–228.
- Costa J.L., Domingos I., Assis C. a., Almeida P.R., Moreira F., Feunteun E., *et al.* (2008) Comparative ecology of the European eel, *Anguilla anguilla* (L., 1758), in a large Iberian river. *Environmental Biology of Fishes* **81**, 421–434.
- Costa M.J., Almeida P.R., Costa J.L., Assis C.A. e Moreira F. (1993) Algumas notas sobre a capacidade adaptativa da enguia europeia, *Anguilla anguilla* (L., 1758), e das tainhas (Fam. Mugilidae): Referência especial às populações do Tejo. *Publ. Inst. Zool. Dr. Augusto Nobre* **10**, 365–376.
- Cullen P. e McCarthy T.K. (2003) Hydrometric and meteorological factors affecting the seaward migration of silver eels (*Anguilla anguilla*, L.) in the lower River Shannon. *Environmental Biology of Fishes* **67**, 349–357.
- Daverat F., Limburg K., Thibault I., Shiao J., Dodson J., Caron F., *et al.* (2006) Phenotypic plasticity of habitat use by three temperate eel species, *Anguilla anguilla*, *A. japonica* and *A. rostrata*. *Marine Ecology Progress Series* **308**, 231–241.
- Davey A.J.H. e Jellyman D.J. (2005) Sex determination in freshwater eels and management options for manipulation of sex. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **15**, 37–52.
- Dekker W. (2003) Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology* **10**, 365–376.

- Dekker W. (2000) Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. *Dana* **12**, 17–32.
- Devlin R.H. e Nagahama Y. (2002) Sex determination and sex differentiation in fish: an overview of genetic, physiological, and environmental influences. *Aquaculture*. *Aquaculture* **208**, 191–364.
- Domingos I., Costa J.L. e Costa M.J. (2006) Factors determining length distribution and abundance of the European eel, *Anguilla anguilla*, in the River Mondego (Portugal). *Freshwater Biology* **51**, 2265–2281.
- Domingos I. (2003) *A ENGUIA-EUROPEIA, ANGUILLA ANGUILLA (L., 1758), NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MONDEGO*. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Durif C., Dufour S. e Elie P. (2006) Impact of silvering stage, age, body size and condition on reproductive potential of the European eel. *Marine Ecology Progress Series* **327**, 171–181.
- Durif C., Dufour S. e Elie P. (2005) The silvering process of *Anguilla anguilla*: a new classification from the yellow resident to the silver migrating stage. *Journal of Fish Biology* **66**, 1025–1043.
- Durif C., Elie P., Gosset C. e Rives J. (2002) Behavioral Study of Downstream Migrating Eels by Radio-telemetry at a Small Hydroelectric Power Plant. *American Fisheries Society Symposium*, 1–14.
- Durif C., Guibert A. e Pierre E. (2009) Morphological discrimination of the silvering stages of the European eel. In: *Eels at the Edge. Science, Status, and Conservation Concerns*. *American Fisheries Society Symposium* **58**. .
- Durif C.M.F., Travade F., Rives J., Elie P. e Gosset C. (2008) Relationship between locomotor activity, environmental factors, and timing of the spawning migration in the European eel, *Anguilla anguilla*. *Aquatic Living Resources* **21**, 163–170.
- Edisbury J.R., Lovern, J.A. e Morton R.A. (1937) Distribution of vitamin A in the tissues of the eels *Anguilla vulgaris* and *A. aucklandi* Rich. *Biochemical Journal* **31**, 416–423.
- Feunteun E. (2002) Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): An impossible bargain. *Ecological Engineering* **18**, 575–591.
- Feunteun E., Acou A., Laffaille P. e Legault A. (2000) European eel (*Anguilla anguilla*): prediction of spawner escapement from continental population parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**, 1627 – 1635.
- Gayanilo F.C., Sparre P. e Pauly D. (1995) The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT) User's Guide. *FAO Computerised Information Series ( Fisheries)* **8**, 1–126.
- Geffroy B., Guiguen Y., Fostier A. e Bardonnet A. (2013) New insights regarding gonad development in European eel: evidence for a direct ovarian differentiation. *Fish Physiology and Biochemistry* **39**, 1129–1140.

- van Ginneken V.J.T., Haenen O., Coldenhoff K., Willemze R., Antonissen E., van Tulden P., *et al.* (2004) Presence of eel viruses in eel species from various geographic regions. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* **24**, 268.
- Gordo L.S. e Jorge M.I. (1991) Age and growth of the european eel, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) in the Aveiro Lagoon, Portugal. *Scientia Marina* **55**, 389–395.
- Gravato C., Guimarães L., Santos J., Faria M., Alves A. e Guilhermino L. (2010) Comparative study about the effects of pollution on glass and yellow eels (*Anguilla anguilla*) from the estuaries of Minho, Lima and Douro Rivers (NW Portugal). *Ecotoxicology and environmental safety* **73**, 524–33.
- Hussey N.E., Kessel S.T., Aarestrup K., Cooke S.J., Cowley P.D., Fisk A.T., *et al.* (2015) Aquatic animal telemetry: A panoramic window into the underwater world. *Science (New York, N.Y.)* **348**, 1255642–.
- ICES (2010) *Report of the 2010 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels.*
- ICES (2011) Report of the Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA2). In: *ICES CM 2011/ACOM*. p. 35. Bordeaux, France.
- ICES (2013) WGEEL. Report of theof the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels.
- ICES (2012) WGEEL. *The report of the 2010 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels.*
- ICES (2009) Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA). In: *ICES CM 2009\ACOM*. p. 66. Bordeaux, France.
- Jansen H.M., Winter H. V., Bruijs M.C.M. e Polman H.J.G. (2007) Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. *ICES Journal of Marine Science* **64**, 1437–1443.
- Jacoby, D. e Gollock, M. (2014). *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T60344A45833138. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T60344A45833138.en> . Downloaded on **30 October 2015**.
- Knights B. (2003) A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *Science of the Total Environment* **310**, 237–244.
- Lambert P. e Rochard E. (2007) Identification of the inland population dynamics of the European eel using pattern-oriented modelling. *Ecological Modelling* **206**, 166–178.
- Larsson P., Hamrin S. e Okla L. (1990) Fat content as a factor inducing migratory behavior in the eel (*Anguilla anguilla* L.) to the Sargasso Sea. *Naturwissenschaften* **77**, 488–490.
- Lasne E., Acou A., Vila-Gispert A. e Laffaille P. (2008) European eel distribution and body condition in a river floodplain: Effect of longitudinal and lateral connectivity. *Ecology of Freshwater Fish* **17**, 567–576.
- De Leo G.A. e Gatto M. (1996) Trends in vital rates of the European eel: evidence for density

- dependence? *Ecological Applications* **6**, 1281–1294.
- Lopes V.C.P. (2013) *A enguia na lagoa de Santo André - Contributo para a gestão da sua pesca*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Loureiro J., Almeida M.C., Machado M.L. e Teixeira E. (1986) *Monografias hidrológicas dos principais cursos de água de Portugal continental*. Lisboa.
- MacNamara R. e McCarthy T.K. (2014) Silver eel ( *Anguilla anguilla* ) population dynamics and production in the River Shannon, Ireland. *Ecology of Freshwater Fish* **23**, 181–192.
- Maes G.E., Raeymaekers J.A.M., Pampoulie C., Seynaeve A., Goeman G., Belpaire C., *et al.* (2005) The catadromous European eel *Anguilla anguilla* (L.) as a model for freshwater evolutionary ecotoxicology: Relationship between heavy metal bioaccumulation, condition and genetic variability. *Aquatic Toxicology* **73**, 99–114.
- Marohn L., Prigge E. e Hanel R. (2014) Escapement success of silver eels from a German river system is low compared to management-based estimates. *Freshwater Biology* **59**, 64–72.
- McCarthy T.K., Nowak D., Grennan J., Bateman A., Conneely B. e MacNamara R. (2013) Spawner escapement of European eel ( *Anguilla anguilla* ) from the River Erne, Ireland. *Ecology of Freshwater Fish* **23**, 21–32.
- McCleave J.D. (1998) Do Leptocephali of the European Eel Swim to Reach Continental Waters? Status of the Question. *Journal of The Marine Biological Association of the UK* **78**, 285–306.
- McCullagh P. e Nelder J.A. (1989) *Generalized Linear Models*, second. Chapman and Hall, London.
- van der Meer J., van der Veer H.W. e Witte J.I.J. (2011) The disappearance of the European eel from the western Wadden Sea. *Journal of Sea Research* **66**, 434–439.
- Moriarty C. e Dekker W. (1997) *Management of the European eel*. (Eds C. Moriarty & W. Dekker),.
- Mounaix B. e Fontenelle G. (1994) Anguilles estuariennes et fluviales: apports de l'otolithométrie. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **335**, 67–80.
- Munk P., Hansen M.M., Maes G.E., Nielsen T.G., Castonguay M., Riemann L., *et al.* (2010) Oceanic fronts in the Sargasso Sea control the early life and drift of Atlantic eels. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* **277**, 3593–3599.
- Naismith I.A. e Knights B. (1993) The distribution, density and growth of the European eel, *Anguilla anguilla*, in the freshwater catchment of the River Thames. *Journal of Fish Biology* **42**, 217–226.
- Oliveira K. (1996) Field validation of annular growth rings in the American eel, *Anguilla rostrata*, using tetracycline-marked otoliths. *Fishery Bulletin* **94**, 186–189.
- Palstra A.P., Heppener D.F.M., van Ginneken V.J.T., Székely C. e van den Thillart G.E.E.J.M. (2007) Swimming performance of silver eels is severely impaired by the swim-bladder

- parasite *Anguillicola crassus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **352**, 244–256.
- Pankhurst N.W. (1982) Relation of visual changes to the onset of sexual maturation in the European eel *Anguilla anguilla* L. *Journal of Fish Biology* **21**, 127–140.
- Pedersen M.I., Jepsen N., Aarestrup K., Koed A., Pedersen S. e Økland F. (2012) Loss of European silver eel passing a hydropower station. *Journal of Applied Ichthyology* **28**, 189–193.
- Plano de Gestão da Enguia. Resposta do Estado Português ao Regulamento (CE) nº1100/2007, de 18 de Setembro. Dezembro de 2008.
- Quintella B.R., Andrade N.O., Koed A. e Almeida P.R. (2004) The use of PIT telemetry to study movements of ammocoetes and metamorphosing sea lampreys in river beds. *Journal of Fish Biology* **66**, 97–106.
- Robinet T. e Feunteun E. (2002) Sublethal effects of exposure to chemical compounds: A cause for the decline in Atlantic eels? *Ecotoxicology* **11**, 265–277.
- Schmidt J. (1922) The breeding places of the ee. *Philosophical Transactions of the Royal Society* **211**, 179–208.
- Simon J. (2015) Age and growth of European eels (*Anguilla anguilla*) in the Elbe River system in Germany. *Fisheries Research* **164**, 278–285.
- Simon J. (2007) Age, growth, and condition of European eel (*Anguilla anguilla*) from six lakes in the River Havel system (Germany). *ICES Journal of Marine Science* **64**, 1414–1422.
- Sokal R.R. e Rohlf J. (1995) Biometry: the principles and practice of statistic in biological research. 3rd edition.
- Stein F., Calles O., Hubner E., Ostergren J. e Schroder B. (2014) Understanding downstream migration timing of European eel ( *Anguilla anguilla* ) triggers. *Elforsk rapport* 14:51.
- Stein F., Fladung E., Brämick U., Bendall B. e Schröder B. (2015) Downstream Migration of the European eel (*Anguilla anguilla*) in the Elbe river, Germany: movement patterns and the potential impact of environmental factors. *River Research and Applications* **7**, 189.
- Tesch F.W., Bartsch P., Berg R., Gabriel O., Henderson I.W., Kamstra A., *et al.* (2003) *The Eel*, 408 pp, publicado por Blackwell Science.
- Tzeng W.N., Cheng P.W. e Lin F.Y. (1995) Relative abundance, sex ratio and population structure of the Japanese eel *Anguilla japonica* in the Tanshui River system of northern Taiwan. *Journal of Fish Biology*. *Journal of Fish Biology* **10**, 365–376.
- Vasconcelos R.P., Reis-Santos P., Maia A., Fonseca V., França S., Wouters N., *et al.* (2010) Nursery use patterns of commercially important marine fish species in estuarine systems along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **86**, 613–624.
- Venables W.N. e Ripley B.D. (2002) Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition.

- Verbiest H., Breukelaar A., Ovidio M., Philippart J.-C. e Belpaire C. (2012) Escapement success and patterns of downstream migration of female silver eel *Anguilla anguilla* in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* **21**, 395–403.
- Vettier A., Székely C. e Sebert P. (2003) Are yellow eels from Lake Balaton able to cope with high pressure encountered during migration to the Sargasso sea? The case of energy metabolism. *Animal Biology* **53**, 329–338.
- Vinagre C., Maia A., Reis-Santos P., Costa M.J. e Cabral H.N. (2009) Small-scale distribution of *Solea solea* and *Solea senegalensis* juveniles in the Tagus estuary (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **81**, 296–300.
- Vøllestad L. A. (1985) Age determination and growth of yellow eels, *Anguilla anguilla* (L.), from a brackish water, Norway. *Journal of Fish Biology* **26**, 521–525.
- Vøllestad L. A. e Jonsson B. (1988) A 13-Year Study of the Population Dynamics and Growth of the European Eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian River : Evidence for Density-Dependent Mortality , and Development of a Model for Predicting Yield. **57**, 983–997.
- Vøllestad L. A. e Naesje T.F. (1988) Reading otoliths of eels, {*Anguilla anguilla*} (L.) of known age from Kolderveen, The Netherlands. *Aquaculture and Fisheries Management* **19**, 387–391.
- Vøllestad L. A. (1992) Geographic variation in age and length at metamorphosis of maturing European eel: environmental effects and phenotypic plasticity. *Journal of Animal Ecology* **61**, 41–48.
- Wahlberg M., Westerberg H., Aarestrup K., Feunteun E., Gargan P. e Righton D. (2014) Evidence of marine mammal predation of the European eel (*Anguilla anguilla* L.) on its marine migration. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* **86**, 32–38.
- Winter H. V, Jansen H.M., Adam B. e Schwevers U. (2005) Behavioural effects of surgically implanting transponders in European eel , *Anguilla anguilla*. *Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe*, 9–13.
- Winter H. V., Jansen H.M. e Breukelaar A.W. (2007) Silver eel mortality during downstream migration in the River Meuse, from a population perspective. *ICES Journal of Marine Science* **64**, 1444–1449.
- Winter H. V., Jansen H.M. e Bruijs M.C.M. (2006) Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* **15**, 221–228.



## **6. Anexos**

Anexo I

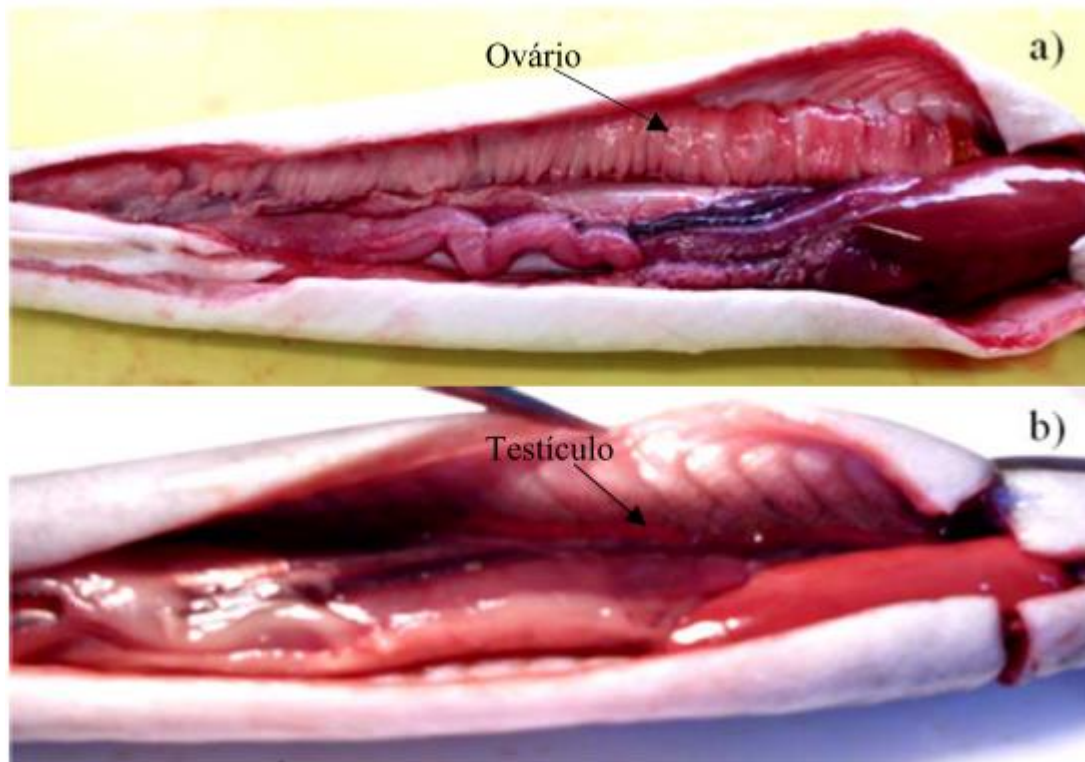


Fig.I. Diferenciação das gónadas entre fêmeas (a) e machos (b) (Fonte: Lopes, 2013)

## Anexo II

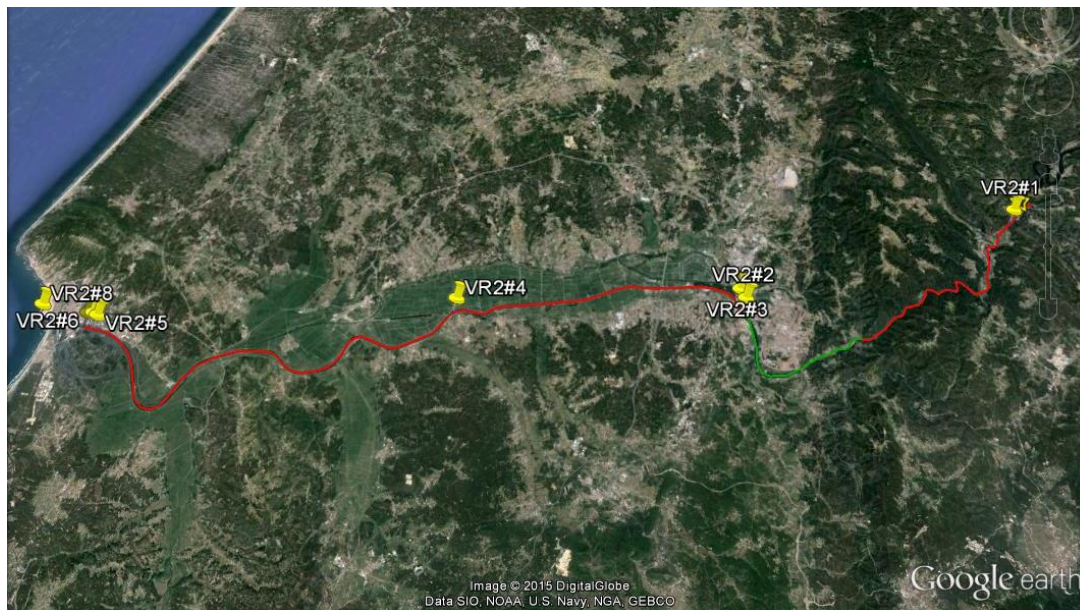


Fig.II.1. Localização dos 8 recetores acústicos utilizados no presente estudo.



Fig.II.2. Indivíduo anestesiado antes de proceder às medições morfométricas.

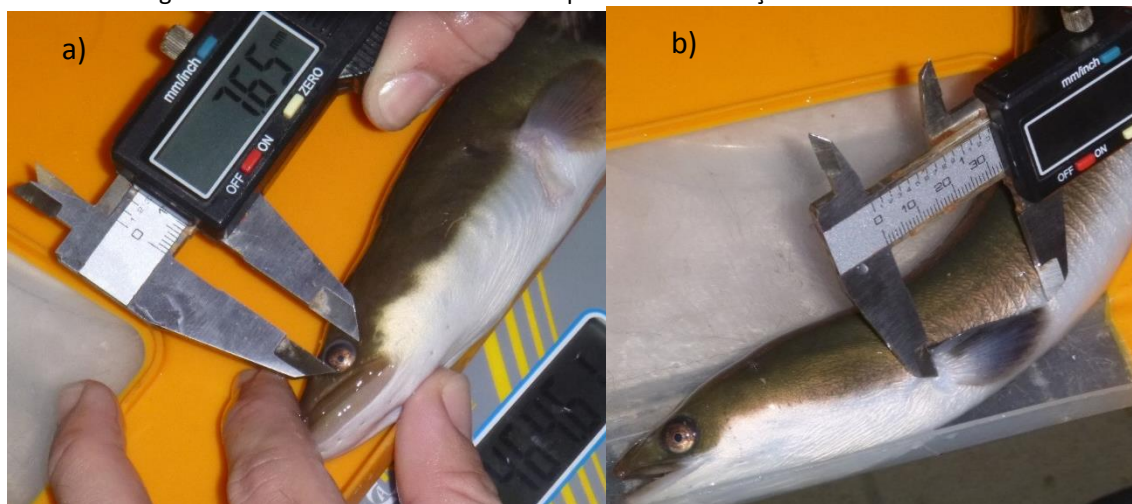


Fig.II.3. Medições morfométricas realizadas aos indivíduos possivelmente prateados: diâmetro ocular horizontal (a) e comprimento da barbatana peitoral (b). Nota: o diâmetro ocular vertical foi também medido.



Fig.II.4. Procedimento cirúrgico de marcação de enguias prateadas com transmissor acústico (sutura do corte realizado para inserir o transmissor).



Fig.II.5. Libertação de um dos exemplares de enguia prateada, marcados com o transmissor acústico, utilizados no presente estudo.